

DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA



**Universidad
de Alcalá**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CARTOGRAFÍA, SISTEMAS DE
INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y TELEDETECCIÓN**

**DESCRIPCIÓN, ANÁLISIS Y SIMULACIÓN DE
PROCESOS FORESTALES EN EL ESTADO DE
MÉXICO MEDIANTE TECNOLOGÍAS DE LA
INFORMACIÓN GEOGRÁFICA**

**Tesis Doctoral presentada por:
NOEL BONFILIO PINEDA JAIMES**

**Bajo la dirección de:
Dra. Montserrat Gómez Delgado
Dr. Joaquín Bosque Sendra**

Alcalá de Henares, Madrid

Julio de 2010

A Dianita

*A las personas con algún tipo de
discapacidad, especialmente los más
pequeños, mi profunda admiración y
respeto a todos ellos y sus familias*

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido realizado gracias al apoyo de diversas personas e instituciones:

En primer lugar agradecer a los directores de la tesis, la Dra. Montserrat Gómez Delgado y el Dr. Joaquín Bosque Sendra por la confianza y ayuda recibida durante todo el proceso de la investigación. Agradezco inmensamente sus atinadas correcciones y sugerencias realizadas al trabajo y sobre todo, por haberme comprendido en momentos difíciles de mi vida.

Al Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá y su planta docente, por haberme permitido cursar el Programa de Doctorado en Cartografía, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección.

A la Universidad Autónoma del Estado de México y a la Facultad de Geografía en particular por otorgarme todas las facilidades laborales, académicas y económicas para realizar los estudios de Doctorado, de manera especial al Dr. Carlos Arriaga Jordán, a la Mtra. Inocencia Cadena Rivera, al Dr. Roberto Franco Plata, al Mtro Agustín Olmos Cruz y al Lic. Rubén Ochoa Mora.

Al Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) de la Secretaría de Educación Pública de México y a la Secretaría de Investigación y Estudios de Posgrado de la UAEM por las subvenciones recibidas para cursar el programa de Doctorado.

A la Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología (INE) de México, por facilitarme los datos cartográficos para esta investigación.

A todos mis compañeros del programa de Doctorado, especialmente y con afecto a Wenses y Osvaldo por sus comentarios y orientaciones, pero principalmente por los momentos que compartieron conmigo y mi familia durante el tiempo que estuvimos en España, fue realmente una dicha haber coincidido con ustedes.

A mis padres, Bonfilio y Josefina, por los valores que siempre me han enseñado y porque me siento muy orgulloso de ser su hijo. A todos mis hermanos y sus familias por animarme a seguir adelante en todo momento. A mi familia política de Tenancingo, especialmente a Jorge por cuidar a la mía en momentos difíciles.

De forma muy especial, agradecer profundamente a mi esposa Blanca y a mis hijos Diego, Diana y Daniela por haber recorrido y compartido conmigo este largo y sinuoso camino. Su amor incondicional y su compañía me dieron las fuerzas necesarias para finalmente concluir con esta etapa de mi vida. Sirva pues este trabajo como un lazo más de unión de nuestra familia. Agradecer también a mi hija Fany porque incluso en la distancia estás presente en mi corazón.

A todas las personas que de alguna u otra forma apoyaron, creyeron y participaron en este trabajo de investigación y que sería imposible nombrar uno a uno, muchas gracias a todos.

No quiero finalizar estos agradecimientos sin expresar mi sincero reconocimiento a todo el equipo médico del servicio de Cirugía General del Hospital Príncipe de Asturias de Alcalá, por haberme dado una nueva oportunidad de vivir y disfrutar de mi familia, sobre todo agradecer al Dr. Francisco Hernández Merlo cuya oportuna intervención, sin duda, salvó mi vida, por lo que te estaré eternamente agradecido. También quiero reconocer la labor de Ma. Encina Arias, cuyos consejos, pláticas y terapias fueron de gran ayuda para sanar muchas heridas, no necesariamente físicas. Gracias María.

Alcalá de Henares, Madrid. Julio de 2010

ÍNDICE GENERAL

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABLAS.....	iv
RESUMEN.....	vi
ABSTRACT.....	viii

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL 1

1.1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.2. HIPÓTESIS GENERAL	7
1.3. OBJETIVOS.....	7
1.3.1. Objetivo general	7
1.3.2. Objetivos específicos	8
1.4. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS	8
1.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13

CAPÍTULO 2. CONTEXTO GEOGRÁFICO DE LA ZONA DE ESTUDIO 17

2.1. INTRODUCCIÓN.....	18
2.2. LA ZONA DE ESTUDIO	19
2.2.1. El medio físico y biótico.....	22
2.2.2. La vegetación y el uso del suelo	26
2.2.3. El medio socioeconómico.....	34
2.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

CAPÍTULO 3. DESCRIPCIÓN DE LOS CAMBIOS OCURRIDOS EN LA OCUPACIÓN Y USO DEL SUELO Y ANÁLISIS DE TRANSICIONES SISTEMÁTICAS 43

3. 1. INTRODUCCIÓN.....	44
-------------------------	----

3.2. ESTUDIOS REFERENTES A LA DINÁMICA DE CAMBIO DE LA OCUPACIÓN Y USO DEL SUELO	47
3.3. DATOS DE REFERENCIA.....	51
3.4. METODOLOGÍA.....	54
3.4.1. Análisis de la dinámica de los cambios	55
3.4.2. Análisis de las transiciones sistemáticas	58
3.4.3. Procesos de cambio por municipio	61
3.5. RESULTADOS	61
3.5.1. Análisis de la dinámica de los cambios a nivel de subformación	61
3.5.2. Análisis de la dinámica de los cambios a nivel de tipo de vegetación	69
3.5.3. Análisis de las transiciones sistemáticas	75
3.5.4. Procesos de cambio por municipio	81
3.6. CONCLUSIONES.....	85
3.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DE FACTORES RELACIONADOS CON LOS CAMBIOS OCURRIDOS EN LAS CUBIERTAS FORESTALES

92

4.1. INTRODUCCIÓN.....	93
4.2. ANTECEDENTES DE ESTUDIOS SOBRE FACTORES RELACIONADOS CON PROCESOS DE CAMBIO	95
4.2.1. Revisión de los factores que inducen la pérdida de la cobertura forestal.....	100
4.3. METODOLOGÍA.....	103
4.3.1. Variables utilizadas en los modelos de regresión.....	103
4.3.2. Métodos de Análisis	106
4.3.2.1. Regresión Lineal Múltiple (RLM).....	106
4.3.2.2. Regresión Geográficamente Ponderada (RGP)	107
4.3.2.3. Regresión Logística (RL)	110
4.4. RESULTADOS	113

4.4.1. Regresión Lineal Múltiple (RLM).....	113
4.4.2. Regresión Geográficamente Ponderada (RGP)	120
4.4.3. Regresión Logística (RL)	130
4.5. CONCLUSIONES.....	136
4.4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140

CAPÍTULO 5. SIMULACIÓN ESPACIAL MEDIANTE TÉCNICAS DE EVALUACIÓN MULTICRITERIO Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA DETERMINAR ÁREAS ÓPTIMAS PARA PLANTACIONES FORESTALES.....

148

5.1. INTRODUCCIÓN.....	149
5.2. ANTECEDENTES DE ESTUDIOS SOBRE EVALUACIÓN MULTICRITERIO Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.....	152
5.3. APROXIMACIONES Y CONCEPTOS DE LA EVALUACIÓN MULTICRITERIO	155
5.3.1. Definición del problema	156
5.3.2. Búsqueda de alternativas y selección de criterios.	157
5.3.3. Evaluación de las alternativas.....	161
5.4. METODOLOGÍA Y DATOS	163
5.4.1. Métodos	163
5.4.2. Datos de referencia	167
5.5. SIMULACIÓN DE ÁREAS ÓPTIMAS PARA PLANTACIONES FORESTALES	169
5.5.1. Criterios, restricciones y factores	169
5.5.1.1. Criterios.....	169
5.5.1.2. Restricciones.....	170
5.5.2. Modelos de adecuación óptima para plantaciones forestales comerciales.....	172
5.5.2.1. Factores ambientales	172
5.5.2.2 Factores económicos	179

5.5.2.3. Factores sociales	180
5.5.3. Modelo de adecuación óptima para plantaciones forestales de restauración y protección	182
5.5.3.1. Factores ambientales	183
5.5.3.2. Factores económicos	184
5.5.3.3. Factores sociales	184
5.5.4. Modelo de adecuación óptima para plantaciones agroforestales.....	185
5.5.4.1. Factores ambientales	185
5.5.4.2. Factores económicos	187
5.5.4.3. Factores sociales	187
5.5.5. Ponderación de los factores	188
5.6. RESULTADOS	190
5.6.1. Mapas de adecuación óptima por plantación forestal (1993-2000).....	190
5.6.2. Comparación de los mapas de adecuación óptima con el mapa de ganancias reales ocurridas en las coberturas forestales entre el año 1993 y el 2000	196
5.6.3. Simulación prospectiva de las plantaciones forestales para el año 2025	198
5.7. CONCLUSIONES.....	207
5.8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	209
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES GENERALES	215
6.1. CONCLUSIONES.....	216
6.1.1. Sobre los métodos utilizados.	216
6.1.2. Sobre los resultados obtenidos.	218
6.2. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	221
ANEXOS.....	223

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Organización de la tesis	11
Figura 2.1. Localización del Estado de México	19
Figura 2.2. Distribución espacial de los diferentes tipos de bosque en el año 2000.	20
Figura 2.3. División Político-Administrativa de la zona de estudio en el año 2000.	21
Figura 2.4. Tipos de climas que existen en el Estado de México.....	24
Figura 2.5. Tipos de suelo que existen en el Estado de México.....	25
Figura 2.6. Regiones Fitogeográficas en el Estado de México.	26
Figura 2.7. Bosques templados.....	30
Figura 2.8. Bosque tropical o selva baja caducifolia.....	31
Figura 2.9. Algunas coberturas no forestales.	33
Figura 2.10. Crecimiento poblacional de 1900 a 2005.....	34
Figura 2.11. Densidad de Población en el Estado de México.	35
Figura 2.12. Estructura ocupacional por sector de actividad en el Estado de México	37
Figura 2.13. Producción de plantas para reforestación 1993-1998	38
Figura 2.14. Producción forestal maderable 1990-1998.	39
Figura 3.1. Obtención de los cambios mediante sobreposición temática.....	57
Figura 3.2. Modelo de estimación del proceso de deforestación	60
Figura 3.3. Ocupación del suelo en 1993 y 2000 a nivel de subformación.....	63
Figura 3.4. Cambios netos a nivel de subformación en el período 1993-2000.	64
Figura 3.5. Pérdidas y ganancias netas a nivel de subformación de bosque primario y selva primaria.....	65
Figura 3.6. Principales cambios ocurridos a los bosques primarios a nivel de subformación entre 1993-2000.....	67
Figura 3.7. Cambio neto en hectáreas entre 1993-2000 a nivel de tipo de vegetación.	70
Figura 3.8. Pérdidas y ganancias netas del bosque mixto primario y de la selva baja caducifolia primaria a nivel de tipo de vegetación.	71
Figura 3.9 Pérdidas y ganancias netas del pastizal y de la agricultura de temporal a nivel de subformación.....	72
Figura 3.10 Cambios de ocupación del suelo a nivel de tipo de vegetación.	73
Figura 3.11 Transiciones sistemáticas en término de pérdidas y ganancias.....	80
Figura 3.12 Procesos de alteración, deforestación y otros tipos de alteración por municipio (pérdidas).....	82
Figura 3.13 Procesos de revegetación y recuperación por municipio (ganancias).....	84
Figura 4.1. Causas que influyen en la disminución de las superficies forestales.....	101

Figura 4.2. Kernel gaussiano.....	109
Figura 4.3. Histograma y gráfico de los residuos estandarizados del bosque de latifoliadas.....	116
Figura 4.4. Comparación de los coeficientes estandarizados más significativos de los modelos ajustados mediante regresión lineal múltiple.	119
Figura 4.5. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable EJIACRE en el modelo ajustado del bosque de coníferas.....	123
Figura 4.6. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable PPANAPO en el modelo ajustado del bosque de latifoliadas.	125
Figura 4.7. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable UPAGSUBP en el modelo ajustado del bosque mixto.....	126
Figura 4.8. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable AUTAPFO en el modelo ajustado de la selva baja caducifolia.....	128
Figura 4.9. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable UPAGSUBP en el modelo ajustado conjunto	129
Figura 4.10. Distribución espacial de los valores del R^2 locales en el modelo ajustado conjunto	130
Figura 4.11. Comparación de los coeficientes estandarizados más significativos de los modelos ajustados por regresión logística.....	133
Figura 4.12. Probabilidades de pérdida de bosque y selva respecto a las variables de proximidad.....	134
Figura 4.13. Probabilidades de pérdida de bosque y selva respecto a las variables de tenencia de la tierra y biofísicas	135
Figura 5.1. Función de pertenencia borrosa y rígida	160
Figura 5.2. Funciones borrosas de tipo sigmoide y lineal.	161
Figura 5.3. Método de Jerarquías Analíticas de Saaty	163
Figura 5.4. Sumatoria Lineal Ponderada	164
Figura 5.5. Modelos de adecuación óptima del territorio para repoblaciones forestales.	165
Figura 5.6. Restricciones para plantaciones agroforestales y de restauración y protección.	171
Figura 5.7. Normalización de la altitud mediante una función borrosa	173
Figura 5.8. Coberturas correspondientes a los factores ambientales.....	178
Figura 5.9. Coberturas correspondientes a los factores económicos.....	180
Figura 5.10. Coberturas correspondientes a los factores sociales	182
Figura 5.11. Mapa de nivel de adecuación para plantaciones comerciales	191
Figura 5.12. Mapa de nivel de adecuación para plantaciones de restauración y protección.....	192
Figura 5.13. Mapa de nivel de adecuación para plantaciones agroforestales.....	193

Figura 5.14. Mapa de ganancias reales y mapa de asignación óptima por parcelas (1993-2000).....	197
Figura 5.15. Resultado final del modelo único aplicando asignación multiobjetivo	201
Figura 5.16. Resultado final del modelo único sin aplicar asignación multiobjetivo	201
Figura 5.17. Niveles de adecuación del modelo único aplicando una asignación multiobjetivo y sin aplicar una asignación multiobjetivo.....	202
Figura 5.18. Modelización espacial de las plantaciones forestales para los años 2006, 2011, 2016, 2021 y 2025.	203
Figura 5.19. Detalles de las simulaciones de los años 2006 y 2021	204
Figura 5.20. Detalles de las simulaciones de los años 2016 y 2025.....	205
Figura 5.21. Comparación entre el modelo único y la suma de los modelos individuales.....	206

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1. Publicaciones y documentos derivados	12
Tabla 3.1. Niveles de información de las categorías de uso y ocupación del suelo	53
Tabla 3.2. Tabulación cruzada para dos tiempos con pérdidas y ganancias.	55
Tabla 3.3. Resumen de los cambios de ocupación del suelo a nivel de subformación	62
Tabla 3.4. Índices de persistencia a nivel de subformación 1993-2000 (%)	68
Tabla 3.5. Resumen de los cambios a nivel de tipo de vegetación (ha y %).....	69
Tabla 3.6. Índices de persistencia a nivel de tipo de vegetación 1993-2000 (%).....	74
Tabla 3.7. Tabulación cruzada a nivel de tipo de vegetación 1993-2000 (ha).....	77
Tabla 3.8. Transiciones sistemáticas en términos de pérdidas	78
Tabla 4.1. Descripción de las variables medidas a nivel municipal.	105
Tabla 4.2. Diferencia entre estadísticas locales y globales.....	113
Tabla 4.3. Resultados de los Modelos de Regresión Lineal Múltiple	114
Tabla 4.4. Resultados de los Modelos de Regresión Geográficamente Ponderada.....	121
Tabla 4.5. Resultados de los Modelos de Regresión Logística	131
Tabla 5.1. Escala por comparación de pares	158
Tabla 5.2. Temáticas y coberturas utilizadas en la base de datos.....	167
Tabla 5.3. Especies forestales recomendadas para plantaciones forestales por tipo de vegetación	168
Tabla 5.4. Amplitudes de valores óptimos para plantaciones forestales	168
Tabla 5.5. Restricciones de ocupación y uso del suelo en la implantación de replantaciones forestales	171
Tabla 5.6. Valores reclasificados para obtener la mejor orientación.....	174
Tabla 5.7. Tipos de suelo reclasificados según grado de idoneidad.....	174
Tabla 5.8. Matriz de comparación por pares. Tipo de suelo.	175
Tabla 5.9. Tipo de ocupación y uso del suelo reclasificado según grado de idoneidad....	176
Tabla 5.10. Matriz de comparación por pares. Tipo de ocupación y uso del suelo.....	177
Tabla 5.11. Tipo de ocupación y uso del suelo reclasificado según grado de idoneidad..	181
Tabla 5.12. Matriz de comparación por pares. Superficie comunal.	181
Tabla 5.13. Factores ambientales para el modelo de plantaciones de restauración y protección	183
Tabla 5.14. Factores económicos para el modelo de plantaciones de restauración y protección	184
Tabla 5.15. Factores ambientales para el modelo de plantaciones agroforestales	185
Tabla 5.16. Profundidad del suelo reclasificado según grado de idoneidad.....	186

Tabla 5.17. Matriz de comparación por pares. Profundidad del suelo.	186
Tabla 5.18. Factores económicos para el modelo de plantaciones agroforestales	187
Tabla 5.19. Pesos de los factores de la primera jerarquía.....	189
Tabla 5.20. Pesos finales de la segunda jerarquía para el análisis de adecuación.....	189
Tabla 5.21. Tabulación cruzada entre el mapa de ocupación y uso del suelo del año 2000 y el mapa de adecuación de cada tipo de plantación forestal	195
Tabla 5.22. Adecuación media en los modelos normativo y de ganancia real.....	198
Tabla 5.23. Metas de superficie a corto, mediano y largo plazo utilizadas en los modelos.....	199

RESUMEN

México es uno de los países con mayor biodiversidad en el mundo. Su situación geográfica, topografía, tipos de suelos y la variedad de climas hacen que existan las condiciones necesarias para la presencia de diversos ecosistemas forestales, los cuales son esenciales por los servicios ambientales que ofrecen al propio medio natural y a la sociedad en particular. Sin embargo, estos ecosistemas se han visto alterados y modificados sustancialmente en las últimas décadas y son relativamente pocas las superficies boscosas, templadas o tropicales, que se encuentran inalteradas. La deforestación y sus consecuencias sobre otros recursos naturales, como el agua y los suelos, son cada día más comunes en diversas regiones del país.

En este sentido, esta tesis doctoral propone una metodología integral para la descripción, análisis y simulación de algunos de los procesos forestales presentes en una región del centro de la República Mexicana, particularmente el Estado de México. Para conseguirlo, se utilizan y aplican diversas técnicas de análisis y Sistemas de Información Geográfica (SIG).

El trabajo tiene tres objetivos particulares que conducen, de forma complementaria y secuencial, las fases metodológicas en las que está estructurada esta tesis. En primer lugar se determina el cambio de ocupación y uso del suelo ocurrido entre 1993 y 2000. En segundo lugar se investigan cuales son los factores relacionados con los cambios utilizando modelos de regresión lineal múltiple, regresión geográficamente ponderada y regresión logística. Y en tercer término, se propone una metodología para evaluar la localización de zonas de adecuación óptima para plantaciones forestales comerciales, de restauración y protección y agroforestales, mediante el uso integrado de técnicas de Evaluación Multicriterio (EMC) y SIG.

Los resultados muestran que los bosques templados y tropicales sufrieron un significativo deterioro en la densidad del arbolado, el cual fue sustituido por vegetación secundaria, principalmente arbustiva. De igual forma, se detectaron superficies forestales que fueron transformadas a otras coberturas no forestales. Por el contrario, aunque en menor cantidad, se presentaron cambios que denotan cierta recuperación y

revegetación. Por su parte, los modelos de regresión sugieren que ciertas actividades humanas están relacionadas con la pérdida de algunas superficies boscosas. El modelo geográficamente ponderado resultó un método novedoso para explorar y describir las relaciones que tienen variabilidad espacial en el territorio. Finalmente, los resultados de los modelos normativos indican que este tipo de simulaciones pueden servir de referencia para la ejecución de proyectos más realistas de repoblaciones forestales y de ésta forma lograr una planificación forestal más sostenible.

ABSTRACT

Mexico is one of the most biodiversity countries in the world. Its geographical location, topography, soil types and variety of climates make the necessary conditions exist for the presence of various forest ecosystems, which are essential for the environmental services they offer to their own natural environment and society in particular. However, these ecosystems have been altered and changed substantially in recent decades and are relatively few areas of forest, temperate or tropical, which are unchanged. Deforestation and its impact on other natural resources such as water and soil are increasingly common in various regions of the country.

In this sense, this doctoral thesis proposes a comprehensive methodology for description, analysis and simulation of some forest processes present in a region of Central Mexico, particularly in the State of Mexico. To achieve this, some analytical techniques and Geographic Information Systems (GIS) are applied.

The work has three specific objectives that lead, complementary and sequentially, the methodological stages in which this thesis is structured. First of all, it determines the land use and cover change occurred between 1993 and 2000. Secondly, it aims to investigate which factors are related with the changes already mentioned, using multiple linear regression models, geographically weighted regression and logistic regression. And thirdly, it proposes a methodology for evaluating the location of optimal zones for commercial forest plantations, restoration, protection and agroforestry through the integrated use of techniques of Multicriteria Evaluation (EMC) and GIS.

The results show that temperate and tropical forests suffered a significant decline in tree density, which was replaced by secondary vegetation, mainly shrubs. Similarly, there were forest areas converted to other non-forest cover. By contrast, although in smaller quantities, some changes denoting recovery and revegetation were observed. In turn, the regression models suggest that certain human activities are related to the loss of some forest areas. The geographically weighted model was a novel approach to explore and describe the relationships of spatial variability in the territory.

Finally, the regulatory model results indicate that such simulations can serve as a reference for more realistic projects of reforestation and thus achieve a more sustainable forest planning.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN

Las preocupaciones sobre los problemas ambientales en el mundo se inician probablemente a partir del Primer Informe del Club de Roma denominado “*The Limits to Growth*”, considerado uno de los documentos más influyentes en el tema ambiental a comienzos de los setenta (Pierri, 2005). Este enfoque proponía limitar el uso de los recursos, deteniendo el crecimiento económico y poblacional.

A partir de ahí se han dado múltiples declaraciones, conferencias y esfuerzos internacionales para lograr una mejor protección del medio ambiente. Pero no es hasta 1987, con el Informe Brundtland, que trasciende el concepto de desarrollo sustentable (o desarrollo sostenible), si bien, también se iniciaron las controversias en relación a su instrumentación en un marco internacional caracterizado por profundas desigualdades y por las tendencias de la globalización (Pineda, 2003). Para algunas instituciones internacionales como la Organización de las Naciones Unidas (ONU) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el desarrollo sustentable es un proceso que debe satisfacer las necesidades del presente, sin comprometer la capacidad de que las futuras generaciones puedan satisfacer las propias (Carrizosa, 1992).

Al respecto, en la Cumbre de Río de Janeiro de 1992, el Gobierno de México adquirió el compromiso internacional de emprender acciones orientadas a un desarrollo sustentable. Esta responsabilidad suponía reencaminar los esfuerzos de crecimiento y desarrollo hacia procesos que permitieran llegar a las generaciones venideras, el mismo acceso a los recursos naturales y la misma oportunidad para acceder a una mejor calidad de vida (Urquidi, 1998). Casi 20 años después de esta reunión, la economía del país no ha cambiado mucho, como tampoco ha cambiado la concentración de gran parte de la riqueza mundial en términos económicos. Según Santamarta, (2002), en la década de los noventa, los países desarrollados concentraban la mayor parte de la riqueza mundial, el 15% de la población mundial vivía en países con altos ingresos y tenían el 56% del consumo total del mundo, mientras que al 40% de la población mundial, que habitaba en países pobres o en desarrollo, le correspondía el 11% del consumo. Lamentablemente, los datos anteriores no han variado mucho en los últimos años.

Es evidente que desde hace algún tiempo, este enfoque de desarrollo se encuentra en un marco de globalización económica que provoca que los países deban abrir sus fronteras, y por lo tanto busquen una mayor productividad y competitividad comercial. Esto requiere establecer estrategias y políticas que se ajusten a este entorno mundial, por lo que se deben buscar instrumentos de planificación territorial que permitan integrar espacios de desarrollo y explorar escenarios compatibles desde el punto de vista natural, social y económico.

Sin embargo, parece ser que en algunos casos estas estrategias de apertura económica van en contra del desarrollo sustentable, ya que este modelo económico se ideó pensando en países hasta cierto punto similares, como los países del norte. Por lo que es cuestionable que mientras no se consideren las especificidades culturales y naturales de cada país, y por supuesto de cada región, es casi improbable una homogeneización como la propuesta en este modelo económico (Pineda, 2003).

No obstante, una alternativa factible y que puede ayudar a paliar estas desigualdades es el Ordenamiento Territorial, que sigue siendo una herramienta de planificación muy importante para intentar alcanzar el desarrollo sustentable, y como sugieren Andrade y Amaya (1999) convertirlo en ...”una política de estado y un instrumento de planificación que permita una apropiada organización política-administrativa del país y de proyección espacial a las políticas sociales, económicas, ambientales y culturales de la sociedad, garantizando un nivel de vida adecuado para la población y la conservación del ambiente”.

Son numerosos los foros internacionales donde se ha tratado ampliamente el desarrollo sustentable, desde Estocolmo en 1972 hasta Copenhague en 2009, pero la realidad es que la actividad económica en sus diversas formas sigue generando en el planeta procesos activos de contaminación del suelo, del agua y de la atmósfera. El uso de combustibles fósiles sigue siendo una de las causas principales del efecto invernadero, provocando el sobrecalentamiento de la atmósfera, lo cual ya está demostrado que tiene consecuencias en los regímenes climáticos y oceánicos. Para Lambin (1997), la degradación e intensificación del uso y ocupación del suelo ocurrida en muchos países, ha ocasionado profundos cambios en el paisaje terrestre, un ejemplo

es la eliminación sistemática de bosques y selvas, lo cual es una de las causas principales de la pérdida de la biodiversidad en el mundo.

En México durante los últimos años se ha observado una disminución importante de las superficies forestales, así como un aumento significativo en las áreas comprendidas por pastizales inducidos y áreas de cultivo (Guevara *et al.*, 2001 y Velázquez *et al.*, 2002a). Al respecto, se han realizado trabajos específicos en diversas zonas del país que han señalado y cuantificado el impacto que provocan los procesos de alteración y deforestación en las comunidades forestales (Castillo *et al.*, 1998; Reyes Díaz *et al.*, 2001; Mendoza *et al.*, 2002; Guerra y Ochoa, 2006).

Esta problemática en el Estado de México es cada día más evidente, estudios recientes así lo demuestran (Ramírez y Zubieta, 2005; Franco *et al.*, 2006). Actualmente la zona de estudio presenta signos importantes de alteración y deforestación de sus bosques y selva, pero sobre todo existe un descuido en la conservación y manejo de estos ecosistemas, donde están involucrados de forma directa las instituciones de gobierno y diversos agentes sociales como los comuneros, ejidatarios, propietarios y la sociedad en general (Nava *et al.*, 2009).

Ante la complejidad de la situación, distintos niveles de gobierno en México han propuesto algunas medidas para alcanzar un desarrollo forestal más sustentable, enfocadas a revertir la tendencia de deterioro de los recursos forestales tomando en consideración diferentes sectores relacionados con la actividad forestal. No obstante, es necesario desarrollar y aplicar nuevas formas de estudiar el territorio, con métodos, técnicas y herramientas novedosas que sean capaces de ofrecer soluciones y resultados más confiables y de rápida actualización. Las Tecnologías de la Información Geográfica y otras técnicas utilizadas en este trabajo son una alternativa interesante para la ordenación y planificación del territorio, y pueden convertirse en instrumentos fundamentales para la interpretación y análisis de las transformaciones y cambios de los bosques y selvas, así como en herramientas poderosas de simulación de procesos relacionados con los ecosistemas forestales del Estado de México.

El presente trabajo de tesis doctoral propone, en una primera instancia, conocer la magnitud del cambio en el uso y ocupación del suelo ocurrido en el Estado de México entre 1993 y 2000. Para lograrlo, se emplean métodos de análisis para conocer y describir las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambio de cada una de las categorías analizadas. También se calculan índices de persistencia para conocer la vulnerabilidad de cada una de las ocupaciones del suelo a ser transformadas a otras categorías (Braimoh, 2006).

Para investigar cuales son los cambios más significativos, se calculan de acuerdo a la metodología propuesta por Pontius *et al.*, (2004), las transiciones sistemáticas y aleatorias. En este punto, hay que distinguir entre transiciones sistemáticas y aleatorias tradicionales y las usadas en los modelos estadísticos. Desde un enfoque tradicional, las transiciones aleatorias están determinadas por procesos únicos que ocurren con cierta rapidez, mientras que las transiciones sistemáticas son procesos que tienden a desarrollarse de forma paulatina y constante (Lambin *et al.*, 2003). Por su parte, las definiciones estadísticas se basan solamente en el análisis de la tabulación cruzada (Braimoh, 2006).

Con los datos obtenidos de las pérdidas y ganancias de las categorías forestales y usando el modelo propuesto por Velázquez *et al.*, (2002b), se realiza una descripción y análisis de las transiciones sistemáticas relacionando éste con procesos ecológicos específicos como la alteración, la sucesión secundaria, la deforestación y la revegetación. Al final se elaboran diferentes mapas a nivel municipal para conocer el grado de perturbación o recuperación de la superficie forestal.

Una vez conocida la dinámica de los cambios, el segundo paso es investigar los factores que posiblemente los inducen, particularmente los ocurridos en las cubiertas forestales. Según Geist *et al.*, (2006), las causas que inducen los cambios en las cubiertas forestales se dividen en directas e indirectas. Existen numerosos casos en la literatura especializada que utilizan métodos cuantitativos para estudiar y analizar estas causas. Se han desarrollado, entre otros, modelos basados en agentes (Lim *et al.*, 2002 y Manson y Evans, 2007), modelos multinivel (Pan y Bilsborrow, 2005 y Overmars y Verburg, 2006), modelos con autómatas celulares (Soares-Filho *et al.*, 2002 y

Walsh *et al.*, 2008) y modelos utilizando métodos estadísticos (Chowdhury, 2006 y Alix Garcia, 2007).

Para analizar los factores inductores, se utilizan modelos de regresión multivariada y de regresión geográficamente ponderada, ésta última sirve para explorar relaciones que tienen variabilidad espacial (Brunsdon *et al.*, 1998; Fotheringham *et al.*, 2002). Finalmente, se usa la regresión logística como técnica para analizar a nivel de píxel la influencia que tienen algunos factores físicos y socioeconómicos en la pérdida de la cobertura forestal (Mas *et al.*, 2002; Bray *et al.*, 2004).

La secuencia lógica indicaba que el siguiente paso de la investigación era realizar modelos para predecir zonas deforestadas. Sin embargo, se consideró más interesante elaborar modelos normativos para localizar zonas adecuadas para forestación y reforestación. Ya que se estima que este tipo de proyectos pueden ser de gran ayuda para convertir a bosques y selvas en potenciales almacenes de carbono en los próximos años (IPCC, 2001).

Por otra parte, los procesos de deforestación y degradación forestal en México constituyen la segunda fuente de emisiones de gases de efecto invernadero. Razón por la cual desde hace algunos años, en diversas regiones de México, se ha venido estimando la emisión y almacenamiento de carbono (Maser *et al.*, 1995a; Islas *et al.*, 2007 y Franco, 2009). Las conclusiones de estos trabajos no dejan dudas de que los bosques tienen un enorme potencial para convertirse en “captadores netos” de carbono.

Según Maser (1995b), con una política de apoyo apropiada, el sector forestal mexicano tiene la capacidad de reducir el crecimiento de las emisiones de CO² generadas por el sector energético, convirtiéndose en una de las opciones de mitigación más importantes a corto y mediano plazo. El propio autor, identifica dos opciones concretas de mitigación de carbono en el sector forestal: (a) la conservación, que consiste en evitar las emisiones de carbono preservando las áreas naturales protegidas, y (b) la reforestación, dedicada a recuperar áreas degradadas a través de reforestación urbana, plantaciones comerciales, plantaciones energéticas y de sistemas agroforestales. Acciones que tienen por objetivo incrementar la fijación y almacenaje de carbono.

Este enfoque nos lleva a proponer y elaborar en la fase final de esta tesis doctoral una aplicación metodológica que evalúa la localización de zonas de adecuación óptima para tres tipos de plantaciones forestales: comerciales, recuperación y protección y agroforestales, los modelos se aplican en diferentes períodos de tiempo y usan como herramientas de análisis la Evaluación Multicriterio y los Sistemas de Información Geográfica de manera conjunta (Malczewski, 1999).

1.2.HIPÓTESIS GENERAL

Para llevar a cabo una gestión y planificación apropiada de los ecosistemas forestales es necesario, en primer lugar, estudiar en profundidad su estado y evolución. Asimismo, la elaboración de modelos de simulación a futuro de repoblaciones forestales contribuiría decididamente a desarrollar propuestas de gestión sostenible del territorio en general y del Estado de México en particular. La hipótesis de partida es que es posible y necesario realizar un análisis integrado de estas tres fases mediante la aplicación y desarrollo de métodos y técnicas de estadística clásica y estadística espacial, de Evaluación Multicriterio y Tecnologías de la Información Geográfica.

1.3.OBJETIVOS

La investigación aquí presentada propone realizar un estudio detallado sobre los diferentes cambios ocurridos en la ocupación y uso del suelo que se han presentado en el Estado de México en los últimos años. El trabajo se orienta sobre todo a conocer y analizar cuándo y cuánto han cambiado las categorías forestales, se analizan además las probables causas que han provocado estos procesos de cambio y se desarrollan modelos de simulación que sirvan para conocer las áreas óptimas para repoblaciones forestales. De acuerdo a lo anterior, se han planteado los siguientes objetivos:

1.3.1. Objetivo general

Desarrollar una propuesta metodológica integral para la descripción, análisis y simulación de procesos forestales, que sea extrapolable a otras zonas de estudio y, si es posible, a otros usos del suelo, aplicando para ello diversos métodos de análisis estadístico, técnicas de Evaluación Multicriterio y Sistemas de Información Geográfica.

Para alcanzar y dar cumplimiento al objetivo general de la investigación es preciso efectuar una serie de objetivos particulares:

1.3.2. Objetivos específicos

1. Realizar una descripción detallada del cambio ocurrido en la ocupación y uso del suelo, particularmente el de las categorías forestales entre 1993 y 2000. Cuantificar las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambio ocurrido entre categorías. Detectar las señales más significativas a través del cálculo de transiciones sistemáticas. Aplicar un modelo de estimación de los procesos de la deforestación en términos de pérdidas y ganancias; y representarlos a nivel municipal.
2. Analizar los factores que están relacionados con la pérdida de la superficie forestal ocurrida entre 1993 y 2000. Aplicar métodos estadísticos y modelos espaciales de regresión que coadyuven a entender de manera global y local este proceso, como son: la regresión lineal múltiple, la regresión geográficamente ponderada y la regresión logística.
3. Desarrollar modelos de simulación que permitan, mediante técnicas combinadas de EMC y SIG, localizar áreas adecuadas para plantaciones comerciales, agroforestales y de restauración y protección. Elaborar un modelo normativo para el año 2000 a partir de datos de 1993 y realizar comparaciones con el mapa real de ocupación del suelo del año 2000 y con las ganancias reales que hubo en las coberturas forestales entre 1993 y 2000. Efectuar modelos de adecuación óptima utilizando metas de reforestación para los años 2006, 2011, 2016, 2021 y 2025.

1.4. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

La estructura del trabajo se presenta en seis grandes capítulos, los cuales pretenden cumplir de manera ordenada y sucesiva el objetivo general de la investigación (Figura 1.1). El primer capítulo se refiere a la introducción general del trabajo, el segundo capítulo describe y explica el contexto geográfico de la zona de estudio y el último presenta las conclusiones generales del trabajo. Los capítulo 3, 4 y 5 son el

cuerpo principal de la investigación realizada y muestran una secuencia metodológica con el fin de intentar responder las preguntas: ¿qué hay?, ¿cuánto hay?, ¿dónde está?, ¿porque está ahí? y ¿qué pasaría si...?. Es decir, descripción, análisis y simulación de procesos.

La tesis fue concebida con la intención de obtener productos concretos de investigación. Por esa razón, cada uno de los capítulos principales contiene una introducción, antecedentes, metodología, resultados, conclusiones y bibliografía. Resultado de esta modalidad se desprende un artículo publicado en la revista mexicana *Investigaciones Geográficas*, en agosto del 2009. Una comunicación en extenso presentada y publicada en el XI Coloquio Ibérico de Geografía en octubre de 2008. Un segundo artículo está en prensa y disponible *online* desde el 3 de junio de 2010 en la revista *Applied Geography*. Una segunda comunicación en extenso presentada en el 5º Coloquio Geográfico sobre América Latina en marzo de 2010. Un tercer artículo fue aceptado en junio de 2010 para ser publicado en el boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGE) (ver Tabla 1.1 y Anexos). Tanto las revistas como los congresos tienen un sistema de evaluación externo. También se presentaron resúmenes a eventos como el XVIII Congreso Nacional de Geografía de México en junio de 2008 y el Congreso Mundial Forestal celebrado en Buenos Aires, Argentina en octubre del mismo año.

En el **Capítulo 1** se muestra una introducción general de la tesis, así como el planteamiento del objetivo general y los objetivos específicos de la investigación.

El **Capítulo 2** presenta una descripción general de la zona de estudio y se intenta relacionar los aspectos del medio físico como el clima y los suelos con las condiciones fitogeográficas de la región, lo que condiciona en gran medida el tipo de vegetación que existe en el Estado. Así también, se explican algunos de los principales aspectos relacionados con el medio socioeconómico que afectan sin duda a los recursos forestales de la zona, como es el caso de la densidad de población y la estructura ocupacional, analizando las características de los trabajadores de acuerdo al sector en el que realizan su actividad laboral principal. El capítulo finaliza con una explicación del manejo forestal que se ha dado, principalmente en la década de los noventa, ofreciendo algunas

cifras que pretenden ayudar a entender un poco la política forestal seguida por las autoridades correspondientes.

Por su parte, el **Capítulo 3** describe los cambios ocurridos en la ocupación y uso del suelo en el período de 1993 al 2000, haciendo énfasis en las categorías forestales. Se realiza un análisis mediante dos niveles de información, que va de lo general a lo particular. Una primera aproximación se realizó a nivel de subformación con 11 categorías, mientras que un análisis más detallado de los cambios se efectuó a nivel de tipo de vegetación con 19 categorías. En el primer nivel se calcularon y analizaron las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto, intercambios y los índices de persistencia. Mientras que en el segundo nivel, además de lo anterior, se analizan y detectan las transiciones sistemáticas más significativas en términos de pérdidas y ganancias. Estos cambios fueron representados cartográficamente para conocer el nivel de cambio ocurrido en la superficie forestal a nivel municipal.

Una vez interpretada la dinámica de los cambios ocurrida en las cubiertas forestales, el **Capítulo 4** plantea analizar cuáles son los factores que probablemente están relacionados con la pérdida de estas cubiertas forestales. Para ello, se desarrollan modelos de regresión lineal múltiple usando variables ambientales, económicas y sociales a nivel municipal. Para analizar la variabilidad espacial de las mismas variables pero en cada uno de los municipios, se utiliza la regresión geográficamente ponderada. Debido a que las técnicas anteriores utilizan como unidad espacial el municipio, se emplea la regresión logística como otra forma de explorar las relaciones que existen entre la pérdida de la cubierta forestal y en este caso, variables a nivel de píxel.

Concebido como un instrumento de planificación del territorio y como una forma de ayudar a reducir la tendencia creciente de pérdida de las superficies forestales, el **Capítulo 5** propone modelos de simulación para ubicar zonas óptimas para actividades de forestación y reforestación, los modelos son elaborados usando técnicas de Evaluación Multicriterio y Sistemas de Información Geográfica. Se tomaron en cuenta criterios de tipo ambiental, económico y social para desarrollar un modelo normativo para el año 2000 tomando datos reales de 1993 y se realiza una contrastación con el mapa real de ocupación y uso del suelo del año 2000. Asimismo, con los resultados del

modelo de adecuación por parcelas se efectúa una comparación con las ganancias reales ocurridas en las coberturas forestales entre el año 1993 y 2000. Finalmente, se realizan modelos de adecuación óptima utilizando datos reales de reforestación para los años 2006, 2011, 2016, 2021 y 2025, secuencias temporales establecidas por el Gobierno del Estado de México.

Posteriormente el **Capítulo 6** expone las conclusiones generales del trabajo, retomando para ello las conclusiones más relevantes de los capítulos 3, 4 y 5 e incluyendo otras de carácter más general. También se propone el desarrollo de futuras líneas de investigación con temas y aspectos relevantes que quedaron fuera del alcance de esta tesis doctoral.

Finalmente, en los **Anexos** se incluyen las publicaciones y comunicaciones derivadas de esta investigación.

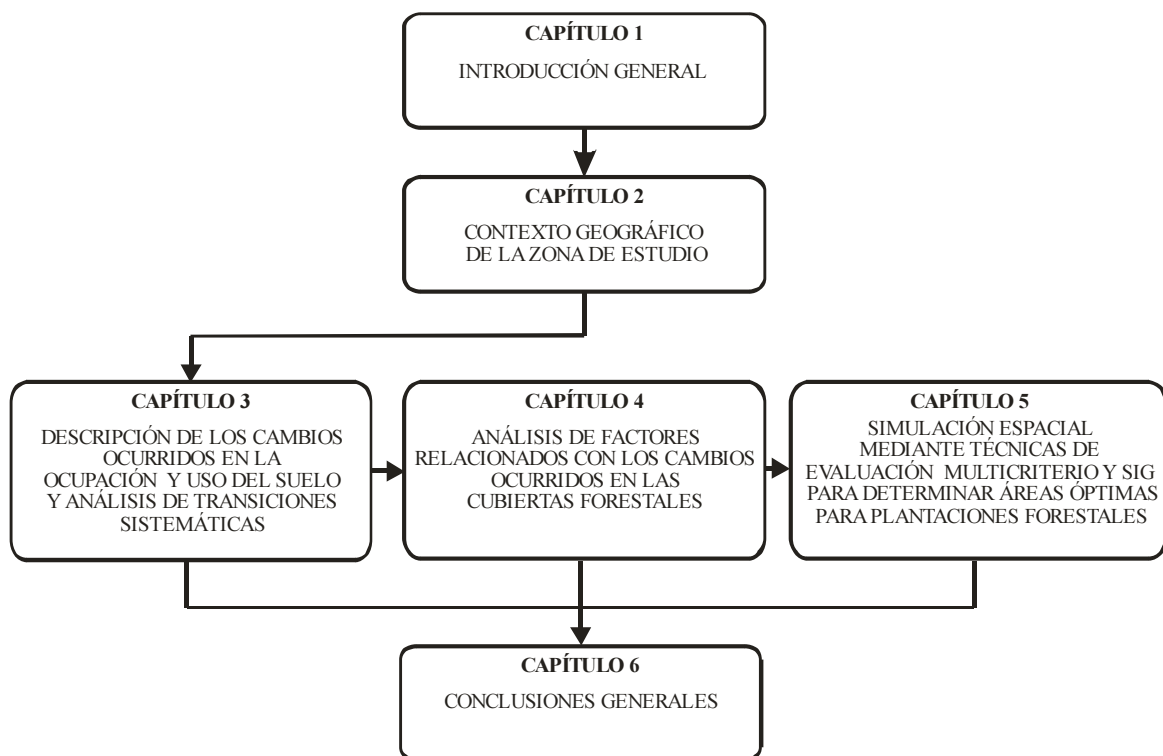


Figura1.1. Organización de la tesis

Tabla 1.1. Publicaciones y documentos derivados

Artículos	Estado
Pineda Jaimes, N.B. , Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. y Plata Rocha, W. (2009). “Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación” <i>Investigaciones Geográficas</i> , Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 69, pp.33-52.	Publicado
Pineda Jaimes, N.B. , Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. & Franco Plata R. (2010). “Exploring the driving forces behind deforestation in the state of Mexico (Mexico) using geographically weighted regression” <i>Applied Geography</i> (article in press). Disponible en: http://www.sciencedirect.com	Publicado Online
Pineda Jaimes, N.B. , Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. y Franco Plata R. (En prensa). “Análisis de los factores inductores de los cambios ocurridos en la superficie forestal del Estado de México en el período 1993 – 2000”, Boletín de la AGE.	Aceptado
Comunicaciones en extenso	Estado
Pineda Jaimes, N.B. , Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. (2008). “Cambios de la ocupación del suelo y análisis de transiciones sistemáticas en el Estado de México (México) mediante Tecnologías de la Información Geográfica”. Comunicaciones del XI Coloquio Ibérico de Geografía, Alcalá de Henares, Madrid. España. Disponible en: http://www.geogra.uah.es/inicio/web_11_cig/cdXICIG/index.html	Publicado
Pineda Jaimes, N.B. , Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. (En prensa). “Aproximación a los factores que inciden en la pérdida de la cobertura forestal en el Estado de México y su variación espacial mediante modelos de regresión”. Comunicaciones de 5º Coloquio Geográfico sobre América Latina. El trabajo en extenso será publicado próximamente en un libro electrónico.	Aceptado

1.5.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alix-García, J. (2007). A spatial analysis of common property deforestation. *Journal of Environmental Economics & Management*, 53, 141-157.
- Andrade, A. y Amaya, A. (1999). “El Ordenamiento Territorial en el IGAC: aproximación conceptual y metodológica”. *Revista del proyecto SIG-PAFC*, IGAC. Año 3. Santafé de Bogotá. Colombia.
- Braimoh, A. K., 2006. “Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana”. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113, pp. 254–263.
- Bray, B.D., Ellis, A.E., Armijo, C.N. y Beck, T.C. (2004). “The institucional drivers of sustainable landscape: a case study of the ‘Mayan Zone’ in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy*. 21, pp. 333-346.
- Brunsdon, C., Fotheringham, S., & Charlton, M. (1998). Spatial Nonstationarity and Autoregressive Models, *Environment & Planning A*, 30, 1905–1928.
- Carrizosa, U. J. (1992). *La Política Ambiental en Colombia. Desarrollo Sostenible y Democratización*. Fescol - Cerec - Fondo FEN. Santa fe de Bogotá, Colombia.
- Castillo S., M.A., García-Gil, G., March, I.J., Fernández, J.C., Valencia, E., Osorio, M. y A. Flamenco, (1998). *Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final*. El Colegio de la Frontera Sur-Fondo Mundial para la Naturaleza WWF México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, pp. 121.
- Chowdhury, R. (2006). Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels. *Applied Geography*, 26, 129-152.
- Fotheringham, A., Brunsdon, C., & Charlton, M. (2002). *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*. John Wiley & Sons, LTD. West Sussex, England.
- Franco M. S., Regil García, H.H. y Ordoñez, J.A.B. (2006). “Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca”, *Madera y Bosques*, 12 (1), pp. 17-28.
- Franco, M.S. (2009). *Estimación de la Captura de Carbono en Zonas Forestales. El caso del Parque Nacional Nevado de Toluca*. 1ª. Ed. UAEM. Toluca, México.
- Geist, H., McConnell, W., Lambin, E., Moran, E., Alves, D. y Rudel, T. (2006). “Causes and Trajectories of land use cover change”. En: Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.

-
- Guerra, M.V. y Ochoa, G.A. (2006). "Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000)". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 59, pp.7-25.
- Guevara, S.A., De la Torre, A. J. y Rivera, P.R. (2001) *Pobreza y degradación ambiental. Un enfoque de acervos*. INE-SEMARNAT. México. D.F.
- IPCC. (2001). *Climate Change 2001: Synthesis Report*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Islas, J., Manzini, F. y Masera, O. (2007). "A prospective study of bioenergy use in Mexico". *Energy*. 32, pp 2306-2320.
- Lambin, E.F. (1997) "Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions". *Physical Geography*, 21, pp. 375-393.
- Lambin, E.F., Helmut, J.G., Lepers, E. (2003). "Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions". *Annual Reviews Environment Resource*. 28, 205–241.
- Lim, K., Deadman, P., Moran, E., Brondizio, E., & McCracken, S. (2002). *Agent based simulations of household decision making and land use change near Altamira, Brazil*. In: Gimblett, H.R. (Ed.), *Integrating geographic information systems and agent-based model techniques for simulating social and ecological processes*. Oxford University Press, Oxford, pp. 277-309.
- Malczewski, J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Manson, S.M., & Evans, T. (2007). Agent-based model of deforestation in southern Yucatán, Mexico, and reforestation in the midwest United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 104, No. 52, pp. 20678-20683.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Castro, R. y Schmitt, A. (2002). "Una evaluación de los efectos del aislamiento, la topografía, los suelos y el estatus de protección sobre las tasas de deforestación en México". *R. Raega*, Curitiba, No. 6, pp. 61-73.
- Masera, O.R., Bellon, M.R. y Segura, G. (1995a). "Forest Management Options for Sequestering Carbon in Mexico". *Biomass and Bioenergy*. Vol 8.No. 5, pp 357-367.
- Masera, O.R. (1995b). "Carbon Mitigation Scenarios for Mexican Forests: Methodological Considerations and Results". *Interciencia* 20(6), pp 388-395.

-
- Mendoza, M., Bocco, G., López, E. y Bravo, M. (2002). "Implicaciones hidrológicas del cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo: una propuesta de análisis espacial a nivel regional en la cuenca cerrada del lago de Cuitzeo, Michoacán". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 49, pp.92-117.
- Nava, B.G., Endara, A.A., Regil, G.H., Estrada, V.C., Arriaga, J.C. y Franco, M.S. (Comps). (2009) *Atlas Forestal del Estado de México*. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales. UAEM. Toluca, México. ISBN: 978-607-422-068-1
- Overmars, K.P. & Verburg, P.H. (2006). Multilevel model of land use from field to village level in the Philippines. *Agricultural Systems*, 89,435-456.
- Pan, W.K.Y., & Bilsborrow, R.E. (2005). The use of a multilevel statistical model to analyze factors influencing land use: a study of the Ecuadorian Amazon. *Global and Planetary Change*, 47, 232-252.
- Pierri, N. (2005). Historia del concepto de desarrollo sustentable. En: Foladori, G. y Pierri, N. (Coord.) (2005), *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*, Colección América Latina y el Nuevo Orden Mundial. México: Miguel Ángel Porrúa, UAZ, Cámara de Diputados LIX Legislatura, ISBN 970-701-610-8. Disponible en: http://www.estudiosdeldesarrollo.net/pagina_tipo_cuatro.php?libro=sustentabilidad. [Consultado: 07/07/2010].
- Pineda, J. N. (2003). *Propuesta metodológica para la elaboración de un análisis y diagnóstico integral como base para el ordenamiento territorial municipal*. Tesis de Maestría. Facultad de Economía, Facultad de Arquitectura y Facultad de Planeación Urbana y Regional. UAEM. Toluca, México.
- Pontius, R.G., Shusas, E. y McEachern, M. (2004). "Detecting important categorical land changes while accounting for persistence", *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(2-3) pp. 251-268.
- Ramírez, R.I. y Zubieta, R. (2005). *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca. México D.F.
- Reyes Díaz, G.J., García, G.G., Castillo, A.O. y March, M.I. (2001). "Uso del suelo y transformación de selvas en un ejido de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 44, pp.39-53.
- Santamarta, F. J. (2002). *Balance de la Cumbre de Johannesburgo*. Red de Desarrollo Sostenible de Colombia. Disponible en: <http://www.rds.org.co>. [Consultado: 01/07/2010.]

-
- Soares-Filho, B.S., Coutinho Cerqueira, G., & Pennachin, C.L. (2002). A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Model.* 154, 217-235.
- Urquidí, L.V. (1998). *La Globalización y el Desarrollo Sustentable. México ante un Nuevo Desafío*. CCE. México. D.F.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz, G.J., Mayorga, S. R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J.L. (2002a). "Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México", *Gaceta Ecológica*, Num. 62. INE, México, pp. 21-37.
- Velázquez, A., Mas, J.F. y Palacio, J.L. (2002b). "Análisis de cambio de uso del suelo. Mapas de análisis del cambio de uso del suelo". Convenio INE-IGg (UNAM). INE, SEMARNAT. Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 1-82.
- Walsh, S.J., Messina, J.P., Mena, C.F., Malanson, G.P., & Page, P.H. (2008). Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. *Geoforum*. 39, 867-878.

CAPÍTULO 2

CONTEXTO GEOGRÁFICO DE LA ZONA DE ESTUDIO

2.1. INTRODUCCIÓN

La diversidad climática y geográfica del Estado de México, así como el desarrollo de sus vías de comunicación y su cercanía a la ciudad de México, ha determinado que en las últimas décadas se dé un intenso intercambio de personas y productos con la capital del país, lo que de alguna forma estimula el poblamiento de la entidad. Datos oficiales establecen que posee una de las más altas dinámicas poblacionales del territorio nacional.

Además, un factor adicional ha sido el cambio en la ocupación y uso del suelo que han sufrido algunas regiones del Estado, lo que ha provocado efectos negativos sobre el sistema natural, como la degradación de los suelos, disminución de los mantos acuíferos al alterarse el ciclo del agua, pérdida de la biodiversidad y aparición de plagas en diversas zonas boscosas del Estado (GEM, 1999).

En los últimos años, por desgracia, los bosques de la entidad han sufrido una disminución en su cobertura en beneficio de otras ocupaciones y usos del suelo, perdiendo con ello una gran parte de su capacidad protectora, reguladora y productiva que deberían tener. Algunos datos de cambio de ocupación y uso del suelo, indican que en un período de nueve años (1993-2002), se perdieron 13.690 ha de bosques templados y 2.129 ha de selva baja, mientras que las zonas agrícolas y los asentamientos humanos aumentaron 48.789 ha y 7.792 ha respectivamente (Pineda *et al.*, 2009).

Asimismo, en gran parte de los lugares que originalmente sustentaban bosques y selva se desarrolla una agricultura de temporal que produce una gran cantidad de cultivos, pero sobre todo maíz; estos lugares poseen una amplia diversidad de condiciones climáticas y topográficas, muchos de ellos poseen pendientes pronunciadas y suelos con características poco propicias para llevar a cabo estas actividades. Aunado a esto existe poca capacidad técnica y económica para hacer más rentable esta labor, los rendimientos sirven para el autoconsumo y se afectan de esta manera extensiones arboladas exponiendo el suelo a la erosión; también se acostumbra a abrir espacios para inducir pastizales y mantenerlos en producción indefinidamente a través de quemaduras periódicas que impiden la regeneración (INEGI, 2003).

De acuerdo a lo anterior, es evidente el deterioro que presentan los recursos forestales en la zona de estudio, sumado a otros procesos de degradación ambiental como la pérdida de biodiversidad, contaminación de suelos y mantos acuíferos. Esto último influye de manera importante en una falta de disponibilidad, cada vez mayor, de agua potable para casi 15 millones de personas (sin contar la población de la Ciudad de México).

2.2. LA ZONA DE ESTUDIO

Se localiza en la porción central de la República Mexicana, en la altiplanicie mexicana. Está comprendida entre los paralelos 18° 21' y 20° 17' de latitud norte y los meridianos 98° 35' y 100° 36' de longitud oeste (Figura 2.1). Colinda con el Distrito Federal y los Estados de Querétaro, Hidalgo, Tlaxcala, Puebla, Morelos, Guerrero y Michoacán. Su extensión territorial total es de 22.274,97 Km², lo que representa 1,1% de la superficie del país (GEM, 1993). Tiene una altitud promedio de 1.750 metros lo que lo convierte en una de las regiones más elevadas del país.



Figura 2.1. Localización del Estado de México

No obstante la problemática, la zona aún cuenta con importantes recursos forestales constituidos principalmente por bosques de coníferas, bosques de latifoliadas, bosque mixto¹, bosque mesófilo de montaña y selva baja caducifolia (Figura 2.2). La mayor concentración y diversidad forestal se encuentra en el interior de la cuenca del Río Balsas y en los principales sistemas montañosos como las sierras de Monte Alto y Monte Bajo, de las Cruces, del Ajusco, de Río Frío y Nevada; en menor proporción en la Sierra de San Andrés, Mesa de los Pinos y la Sierra de Carimangacho al norte del estado.

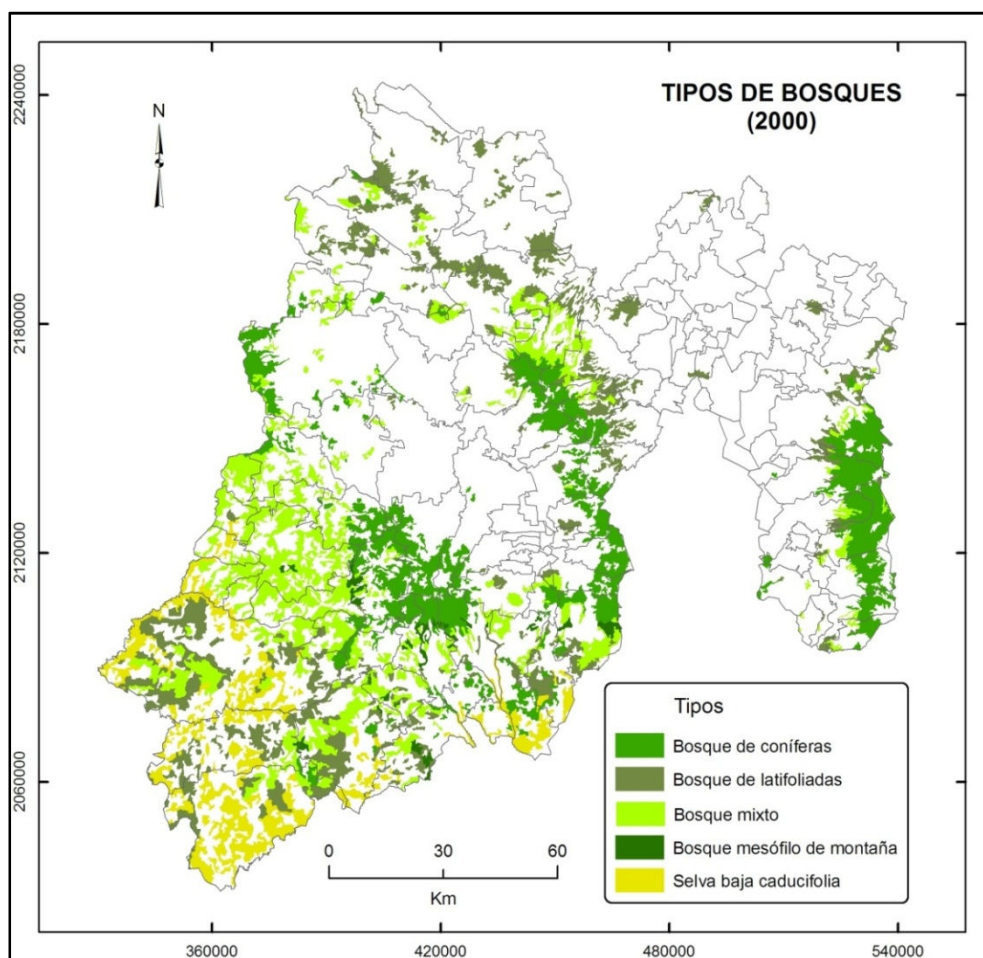


Figura 2.2. Distribución espacial de los diferentes tipos de bosque en el año 2000.

En el ámbito político-administrativo, el Estado tiene actualmente 125 municipios, pero en el año 2002 había 122 municipios, y dado que gran parte de los datos utilizados en este trabajo son anteriores a esa fecha, se tomó como base territorial la división política administrativa que existía en el año 2000 (Figura 2.3).

¹ Tipo de bosque que contiene coníferas y latifoliadas, por ejemplo: bosque de pino-encino o bosque de encino-pino.

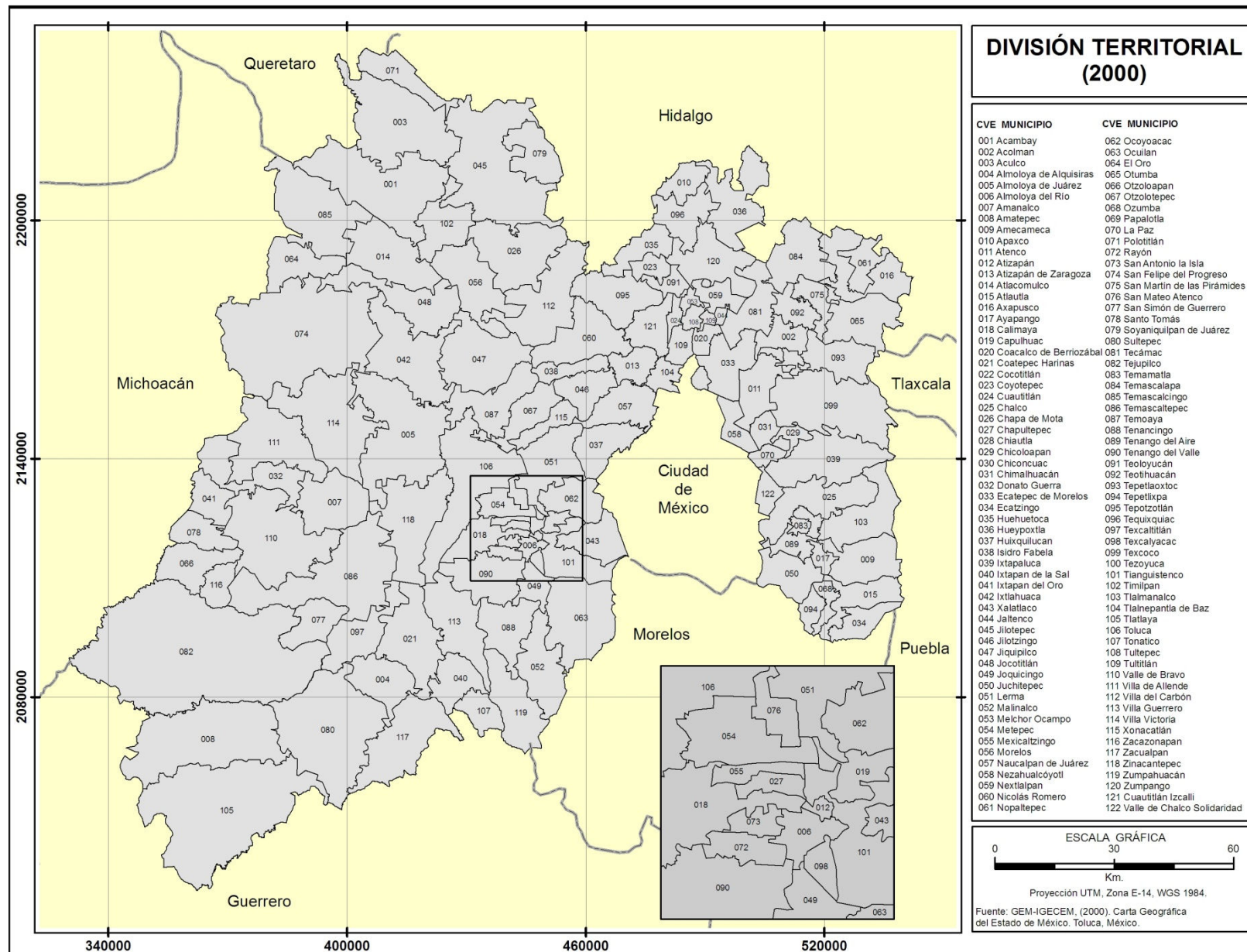


Figura 2.3.División Político-Administrativa de la zona de estudio en el año 2000.

Los Estados Unidos Mexicanos es una República que está conformada por Estados Libres y Soberanos los cuales a su vez se dividen en municipios. En lo que respecta al Estado de México actualmente su Constitución Política establece que la base de su división territorial y de su organización política y administrativa, es el municipio libre.

Desde hace algunos años, México afronta nuevos paradigmas con el llamado nuevo federalismo, los municipios han pasado a constituir entidades funcional y territorialmente descentralizadas, dotadas de autonomía para administrar sus propios recursos naturales. Se supone que estos escenarios pretenden abrir espacios para impulsar cambios en el ámbito local que hagan posible reducir las desigualdades sociales, generar oportunidades de empleo y proteger a los ecosistemas naturales de los cuales depende la economía local (Sepúlveda y Edwards, 1996). Sin embargo, también se está ante el escenario de un municipio débil y vulnerable con funciones de autogestión que no necesariamente ayudan al manejo y conservación de los distintos ecosistemas de la región, sobre todo aquellos que sustentan superficies forestales.

2.2.1. El medio físico y biótico

El Estado de México está situado en la parte más alta de la mesa central mexicana, en las provincias fisiográficas denominadas Eje Neovolcánico y Sierra Madre del Sur. La primera comprende el oriente, centro, norte y oeste de la entidad; en tanto que la segunda se restringe al sur y suroeste.

La provincia del Eje Neovolcánico constituye, en términos generales, una de las regiones con mayor superficie y complejidad geográfica. La integran grandes sierras volcánicas, coladas lávicas, conos dispersos, amplios escudo-volcanes de basalto, depósitos de arenas y cenizas, dispersos entre extensas llanuras. Abarca casi el 76% de la superficie del Estado de México. La provincia de la Sierra Madre de Sur, presenta una accidentada topografía, que sólo se interrumpe por sistemas de menor pendiente y poca extensión, pequeñas llanuras, mesetas y valles que se aprovechan para realizar actividades agrícolas de carácter temporal y algunas de riego con cultivos comerciales (Romero y Troche, 1997).

Según Madrigal, (1992), la entidad cuenta con zonas montañosas, zonas de lomeríos, zonas de mesetas, grandes valles abiertos y pequeños valles intermontanos como principales elementos fisiográficos, todos ellos combinados con climas templados, subtropicales y semidesérticos en los cuales se desarrollan comunidades vegetales de bosques, pastizales y matorrales. La actividad agropecuaria coexiste en la mayoría de estos paisajes, sobre todo en zonas de pastizales y bosques perturbados.

De igual forma, una parte de los sistemas montañosos de la parte central sostienen bosques templados de coníferas, combinados también con actividades agrícolas y ganaderas con escasas posibilidades productivas. Por su parte, los sistemas montañosos del sur sostienen bosques mixtos de encino, aile, madroño y otras variedades de pinos, combinándose paulatinamente con los otros sistemas montañosos, ocupados por selvas bajas caducifolias al suroeste y sureste, aunque tienden a ocupar escasas porciones en las partes más altas. Es preciso decir que estos paisajes se combinan con ganadería de tipo extensivo.

En el noroeste del Estado muchos de los sistemas montañosos tienen básicamente matorrales xerófilos, dada la falta de humedad y las condiciones pedregosas del suelo. Por su parte los sistemas de lomeríos se han especializado en sostener básicamente agricultura de temporal en las zonas templadas y ganadería extensiva en las zonas subtropicales y semidesérticas, aunque siempre en forma más o menos limitada. Caso aparte lo constituyen los lomeríos del Noroeste, donde predomina una ganadería intensiva, principalmente para producción lechera.

En el caso de los paisajes ubicados en las mesetas, la mayoría desarrollan agricultura de riego tecnificada y especializada tanto en las zonas templadas como en las subtropicales, aunque también existen zonas semidesérticas donde las mesetas solo pueden sostener una ganadería muy limitada de tipo caprino. Asimismo, los valles intermontanos existentes, tanto en las zonas templadas como subtropicales, sostienen cultivos agrícolas de temporal y solo extraordinariamente, cuando las condiciones del suelo no lo permiten, son ocupados por actividades ganaderas, las cuales se desarrollan en buenas condiciones. La presencia de sistemas de riego en estos valles es muy limitada y depende en gran medida de las condiciones hidrológicas y climáticas que predominan en cada zona (Madrigal, 1992).

Gran parte de la entidad se localiza por arriba de los 2.000 msnm, donde imperan los climas templados subhúmedos, con temperaturas medias anuales entre 12° y 18°C. A medida que aumenta la altitud aparecen los climas semifríos húmedos y subhúmedos con lluvias de verano con temperaturas inferiores a 12° y en las partes altas de los grandes volcanes el clima es frío, entre 2° y 5°C promedio. Hacia las zonas del sur, el ambiente gana temperatura y se encuentran con los climas cálidos y semicálidos subhúmedos. Al norte del Estado, se localiza un clima semiseco templado con diferentes suelos, derivados de la interacción del medio ambiente como el material parental, el relieve y el clima; en estos sitios se pueden encontrar comunidades dominadas por cactáceas (Figura 2.4).

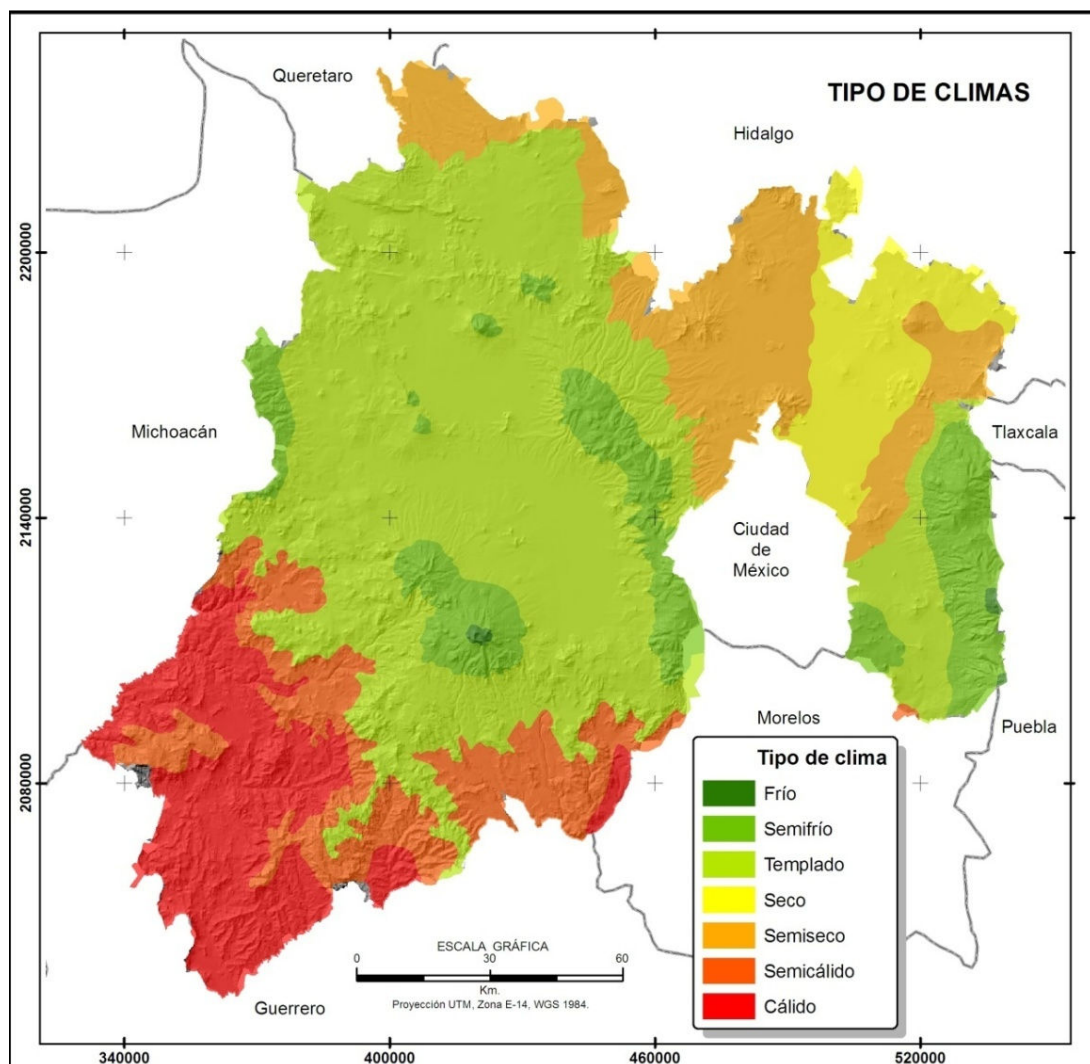


Figura 2.4. Tipos de climas que existen en el Estado de México.
Fuente: González *et al.*, (2006).

En gran parte de las zonas del centro, este, oeste y sur del Estado, a partir de 1.500 msnm dominan los climas templados subhúmedos y los suelos en su mayoría son de origen ígneo, ricos en materia orgánica y profundidad variable, lo que favorece el establecimiento de bosques templados, destacando los de oyamel, pino, encino y mixtos. Sin embargo, a los 500 msnm se localiza la selva baja caducifolia, donde se encuentran árboles y arbustos de distintos géneros. Su clima es cálido y semicálido subhúmedo, con un amplio espectro de suelos, de origen ígneo y metamórfico, profundo o somero, con poco contenido de materia orgánica (Figura 2.5).

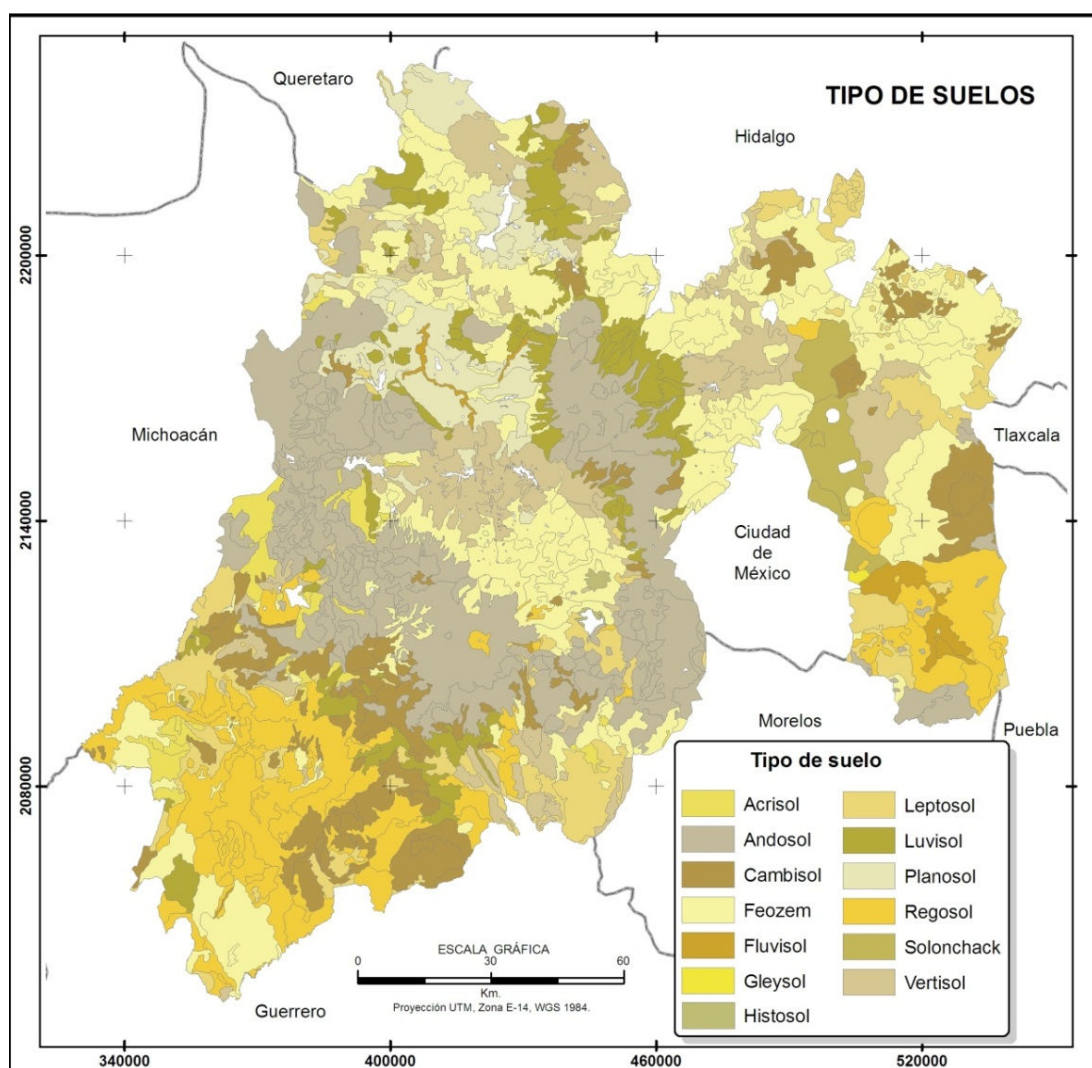


Figura 2.5. Tipos de suelo que existen en el Estado de México.
Fuente: González *et al.*, (2006).

2.2.2. La vegetación y el uso del suelo

Al igual que en otras zonas del país, la vegetación en el Estado de México tiene una extensa variedad florística, desde el punto de vista fitogeográfico la flora de la región se encuentra representada en el reino Neotropical a través de dos regiones: la Región Xerofítica Mexicana, la cual se ubica en las partes semiáridas del Norte y Noreste comprendiendo únicamente la Provincia de la Altiplanicie. Por otro lado, hacia el sur, abarcando zonas cálidas y semicálidas, se cuenta con la presencia de la Región Caribeña la cual comprende una sola provincia denominada Depresión del Balsas, también dentro del Reino Neotropical (González, 1992).

Las comunidades vegetales de climas templados de las elevaciones del Sistema Volcánico Transversal quedan incluidas en la zona de transición mexicana que no es posible considerar dentro de ninguno de los dos reinos; esta zona de transición Rzedowski (1978) citado por González, (1992) la denomina Región Mesoamericana de Montaña y se extiende a través de casi todas las grandes sierras del país, por lo que la porción montañosa del centro del Estado de México forma parte de la Provincia de las Serranías Meridionales de esa región (Figura 2.6).

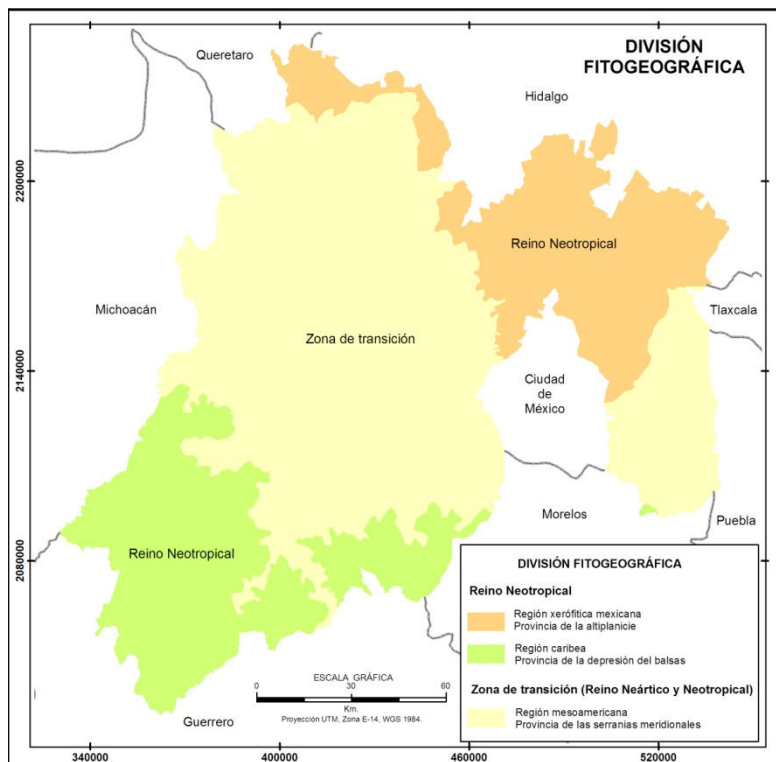


Figura 2.6. Regiones Fitogeográficas en el Estado de México.
Fuente: González (1992).

Lo anterior ha influido para que en gran parte del territorio estatal predominen sobre todo dos grandes ecosistemas forestales: los bosques templados (coníferas, latifoliadas y mixtos) y el bosque tropical caducifolio (conocido también como selva baja caducifolia). A continuación, se realiza una descripción general de cada una de las coberturas forestales que los conforman. Así como también de la categoría correspondiente a la actividad agrícola, cuya acción genera una importante presión sobre las coberturas forestales que existen en toda la zona de estudio².

Bosque de Coníferas. Las especies dominantes en este tipo de bosques son el pino (Figura 2.7a) y el oyamel, y se consideran un recurso forestal por excelencia. Son poblaciones arboladas que tienen un crecimiento relativamente rápido, son resistentes a los incendios, a las sequías y soportan el pastoreo. Además, estos bosques tienen una estructura muy homogénea, lo que facilita su explotación comercial, a diferencia de las selvas que están integradas por muchas especies.

Gran parte de estos bosques se asientan en las partes altas del Estado, en las laderas de los volcanes Popocatepetl, Iztaccihuatl y Nevado de Toluca, además de las zonas altas de la Sierra de las Cruces, en altitudes entre 2.500 y 4.000 metros; crecen sobre suelos profundos tipo Andosol o de escaso desarrollo como Regosol y Cambisol, la precipitación en estos lugares es superior a 1.000 mm anuales y la temperatura se mantiene entre 8° y 12°C, condiciones propias de los climas semifríos subhúmedos con lluvias en verano.

Algunos lugares de la entidad que sustentan estos bosques han sido declarados Áreas Naturales Protegidas (APN), a fin de preservar los sitios donde hiberna y se reproduce la mariposa “monarca” que migra desde Canadá año tras año. Este singular lepidóptero constituye por sí sólo el principal motivo de la reserva, migra a México a finales de agosto, la distancia del recorrido desde su lugar de origen oscila entre los 5.000 a 5.200 km.

² Se han tomado en consideración las descripciones realizadas por el INEGI para estos tipos de comunidades vegetales. Para mayor detalle consultar: INEGI (2003). Síntesis de Información Geográfica del Estado de México. Aguascalientes. México.

Bosque de Latifoliadas. Es una comunidad forestal dominada principalmente por bosques de encino (Figura 2.7b). Generalmente se encuentran como parte de una zona de transición entre los bosques de coníferas y las selvas bajas. Se pueden desarrollar en muy diversas condiciones ecológicas en regiones de poca altitud hasta los 3000 metros, se localiza en las laderas y pendientes de la Sierra de las Cruces, en las partes altas de los municipios de Amecameca, Tepetlaoxtoc, Tejupilco, Amatepec, Zacazonapan, y San Felipe del Progreso. Su desarrollo se da en suelos de tipo Feozem, con profundidad variable, ricos en materia orgánica y nutrientes o bien en suelos clasificados como Regosol, Rendzina y Luvisol, ricos en arcillas, poco profundos y susceptibles a la erosión; se adapta a varios climas desde los semifríos, subhúmedos y semisecos con lluvias en verano, la temperatura media anual oscila entre 12° y 24°C, con una precipitación anual de 700 a 1.200 mm.

Bosque Mixto. Es una comunidad de bosque ampliamente distribuida en la entidad y está compartida por diferentes especies de pinos y encinos; por lo que se les llama bosques mixtos y dependiendo del dominio de unos u otros se denominan como bosque de pino–encino cuando predominan las coníferas y bosque de encino–pino, cuando el dominio es del encino (Figura 2.7c). La transición del bosque de encino, al del pino, pasando por el del encino-pino y pino–encino, está determinada (en condiciones naturales) por el gradiente latitudinal. En los rangos más bajos domina el encino, conforme se va ascendiendo aparecen algunos elementos de pino mezclados entre los numerosos encinos, al aumentar la elevación los pinos empiezan a dominar sobre los encinos, hasta que, en rangos superiores a 2.500 msnm, el bosque está conformado por masas puras de pinos.

Los bosques de pino-encino se localizan en las serranías que circundan el valle de México, Nevado de Toluca, al oeste del Estado de Michoacán y en los municipios de El Oro, San Felipe del Progreso y Tenancingo, así como en la Sierra de Nanchititla y en las partes bajas del Popocatepetl variando su altitud de 2.000 a 3.000 msnm. Se desarrollan sobre suelos de origen ígneo, metamórfico y sedimentario de tipo Andasol, Cambisol, Regosol y Luvisol; generalmente son de color negro, en ocasiones rojo o gris con una profundidad variable y poco contenido de materia orgánica, siendo susceptibles a la

erosión. La precipitación promedio en estos lugares fluctúa de 1.000 a 1.500 mm anuales y la temperatura media anual oscila de 10° a 20°C.

Por su parte, los bosques de encino-pino se ubican en la Sierra de la Cruces y en lugares no muy extensos en los municipios de Tlalmanalco, Villa del Carbón, Coatepec Harinas, Sultepec, Amatepec, Ixtapan del Oro y Oztoloapan, en altitudes de 1.500 a 3.000 msnm. Este bosque prospera en los límites altitudinales inferiores de los de pino-encino y en los superiores del bosque de encino, sobre suelos con profundidad y contenido de materia orgánica variables, tipo Cambisol, Feozem y Luvisol. La precipitación fluctúa entre 800 y 1 200 mm anuales, con una temperatura media anual que oscila de los 12° a los 20°C. Son bosques de climas templados, pero también se distribuyen en clima semicalido subhúmedo con lluvias en verano.

Bosque Mesófilo de Montaña. Se localizan básicamente en laderas de montaña que se encuentran protegidas de los fuertes vientos y la excesiva insolación, donde se forman neblinas durante casi todo el año. También crece en barrancas y otros sitios resguardados en condiciones más favorables de humedad. En el bosque mesófilo es notable la mezcla de elementos templados y tropicales (Figura 2.7d). Se localiza en los municipios de Ocuilan, Coatepec Harinas y en las pendientes inferiores del Iztaccíhuatl y la Sierra de las Cruces, a una altitud promedio de 2.000 a 2.600 msnm. Los suelos son profundos, ricos en materia orgánica y húmedos durante casi todo el año, característico de los suelos tipo Andasol que se originan a partir de cenizas volcánicas. Su precipitación media anual excede los 1.000 mm, la temperatura promedio anual varía de 12° a 14°C. Frecuentemente se desarrollan en climas templados y semicálidos subhúmedos con lluvias de verano.



Fotografía: Parix, 2005

(a) Bosque de coníferas.



Fotografía: Pineda, 2005

(b) Bosque de latifoliadas



Fotografía: Parix, 2005

(c) Bosque Mixto



Fotografía: Pineda, 2005

(d) Bosque Mesófilo de Montaña.

Figura 2.7. Bosques templados.

Selva Baja Caducifolia. Comunidad caracterizada porque más del 75% de sus árboles dominantes pierden totalmente el follaje durante la época seca del año (6 a 8 meses). Son bajos y generalmente están ramificados desde la base, algunos géneros presentan colores llamativos en los troncos y ramas. La selva caducifolia se sitúa en las partes más bajas de la zona de estudio, hacia la porción sur y suroeste, sobre las laderas abruptas de las Sierras de Nanchititla y la Goleta, en los límites con los Estados de Guerrero y Michoacán (Figura 2.8). Se desarrolla en altitudes menores a 1.500 msnm, sobre suelos clasificados como Regosol poco profundos, someros y de fertilidad variable, derivados de rocas ígneas, se encuentran en climas cálidos y semicálidos subhúmedos con lluvias en verano, con precipitaciones anuales entre 1.000 y 1.200 mm promedio, con temperaturas medias anuales entre 20° y 29°C.

Aunque la importancia forestal de esta comunidad vegetal es baja, debido a que la mayor parte de los árboles no alcanzan portes suficientes para tener valor comercial y porque la madera de muchas de las especies que forman parte de ella no se consideran de buena calidad, esta comunidad ha sido afectada, a tal grado, que actualmente en la mayor parte de los terrenos que originalmente sustentaban selva, prevalece solo la vegetación secundaria, dominada por plantas leñosas, arbóreas, arbustivas y elementos espinosos, como resultado de la apertura de tierras al pastoreo extensivo y desordenado y para realizar agricultura nómada mediante la práctica de roza-tumba-quema.

La agricultura nómada afecta grandes extensiones; se trata de una agricultura de subsistencia, generalmente se siembra maíz para autoconsumo de 2 a 5 años, hasta que los rendimientos son tan bajos que hacen incosteable este trabajo. Entonces el terreno se abandona por un periodo más largo de tiempo hasta que la vegetación crece y el suelo recupera-cuando menos en parte-su fertilidad, y entonces se repite el proceso de apertura al cultivo.



Figura 2.8. Bosque tropical o selva baja caducifolia.

Pastizal. Como sustituto de casi todas las comunidades de vegetación se han inducido pastizales para la ganadería en prácticamente todas las zonas y todos los climas de la entidad (Figura 2.9a). Sin embargo, su composición y densidad cambian de lugar a lugar, de acuerdo con las restricciones climáticas y de suelo. Actualmente, solamente se encuentran algunas pequeñas porciones de vegetación natural en los antiguos vasos lacustres como el de Texcoco, donde los pastos son de tipo halófilo o bien los pastizales alpinos que se encuentran en todas las sierras más altas de la entidad (arriba de los 3.500 msnm.), como la Sierra Nevada, la Sierra de las Cruces y el Nevado de Toluca.

Matorral xerófilo. Agrupación vegetal denominada por cactáceas de tallos aplanados y cilíndricos, con elementos arbustivos de hoja pequeña e inclusive reducida en espina adaptada para el almacenamiento de agua; se le encuentra en zonas áridas y semiáridas (Figura 2.9b). En el Estado, este tipo de vegetación se localiza en la parte norte y noreste, en los límites con los Estados de Querétaro e Hidalgo, en altitudes de 2.000 a 2.700 msnm, en suelos de tipo Feozem, ricos en arcillas, de profundidad variable, fácilmente erosionables por la acción del viento y el agua, la temperatura media anual generalmente varía de 12° a 16°C, el clima es el semiseco templado y templado subhúmedo, el más seco de los subhúmedos. La mayor parte de estas poblaciones presentan perturbaciones y se aprovechan para el pastoreo extensivo.

Agricultura. Esta actividad se encuentra dividida en dos tipos: agricultura de temporal y agricultura de riego. Los climas variados y la precipitación pluvial en la entidad son características que favorecen sobre todo el desarrollo de la agricultura de temporal o de secano.

El principal cultivo cíclico de temporal es el maíz que constituye el principal producto de la agricultura estatal. La mayor parte de la superficie con maíz se siembra en parcelas muy pequeñas o minifundios, la mayor parte de esta producción se destina principalmente al autoconsumo y sólo una porción pequeña de la producción es vendida al mercado (Figura 2.9c).

Las zonas agrícolas de riego, corresponden a las áreas donde se obtienen mejores rendimientos y donde se práctica la agricultura de manera intensiva, los trabajos de labranza se efectúan con maquinaria agrícola, se recibe asesoría técnica, se emplean semillas mejoradas y se aplican fertilizantes y pesticidas para asegurar los niveles de producción (Figura 2.9d). El problema principal de esta actividad es la insuficiencia de créditos y apoyos por parte de las instituciones correspondientes.



Fotografía: Pineda, 2005

(a) Pastizal.



Fotografía: Parix, 2005

(b) Matorral Xerófilo.



Fotografía: Pineda, 2005

(c) Agricultura de temporal



Fotografía tomada: www.imta.mx

(d) Agricultura de riego

Figura 2.9. Algunas coberturas no forestales.

Por su parte, la estructura agraria del Estado se basa principalmente en el tipo de tenencia de tierra privada y ejidal con 44,9% y 44,4% respectivamente; en tercer lugar se encuentra la propiedad comunal con el 8,8%; y con un porcentaje menor se encuentra la tenencia pública que para la entidad representa sólo el 1,7%. En cuanto al tamaño de la propiedad, la zona tiene el 45,5% de minifundio, 21,5% de pequeña propiedad, 16,4% de mediana propiedad y 16,6% de gran propiedad (GEM, 1999).

2.2.3. El medio socioeconómico

El Estado de México es actualmente la entidad federativa más poblada del país, no obstante su población a principios del siglo XX era de sólo un millón de habitantes, y después de 100 años pasó a casi 15 millones (Figura 2.10). Tiene una acelerada tasa de crecimiento que le ha permitido ir del séptimo lugar de participación en la población nacional en 1950, al primer lugar desde 1990³.

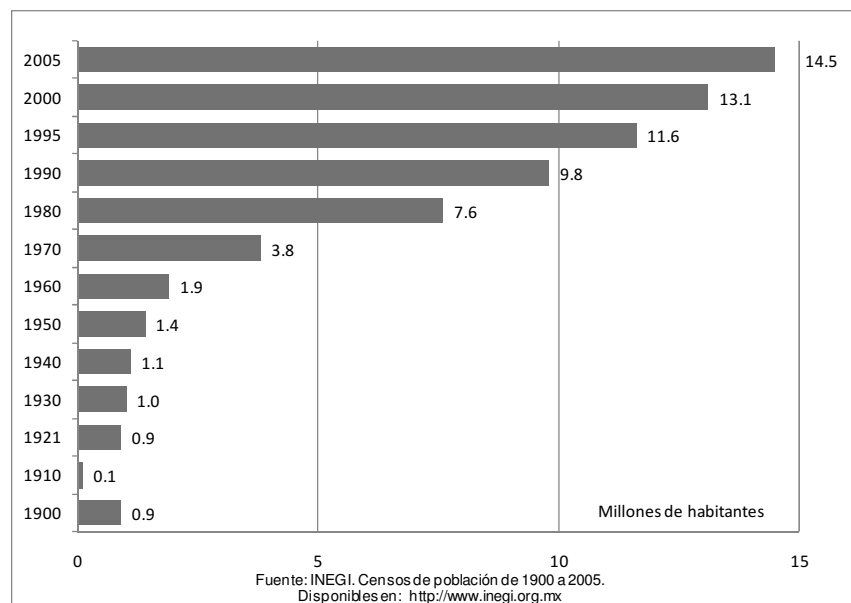


Figura 2.10. Crecimiento poblacional de 1900 a 2005.

Su población es 86,2% urbana y 13,8% rural, tiene una densidad de población media con datos al 2000 de 590 habitantes por km². La proyección de la población con las tendencias de crecimiento actual indica que para el 2020 se duplicará la población registrada en 1990 y su densidad poblacional continuará concentrándose en las zonas metropolitanas de la Ciudad de México y Toluca, donde actualmente viven más de once millones de habitantes (Figura 2.11).

El Consejo Nacional de Población (CONAPO) reporta una población indígena total de 1.169.400 que representa el 9 % de la población total, con 61.972 personas mayores de 5 años o más que hablan una lengua indígena, integrados por 194.205 de los

³ Datos del Consejo Estatal de la Población. Disponible en: <http://www.coespo.gob.mx>. Consultado [14/06/2010].

pueblos originarios del Estado y 167.767 a indígenas que provienen de otras entidades del país.

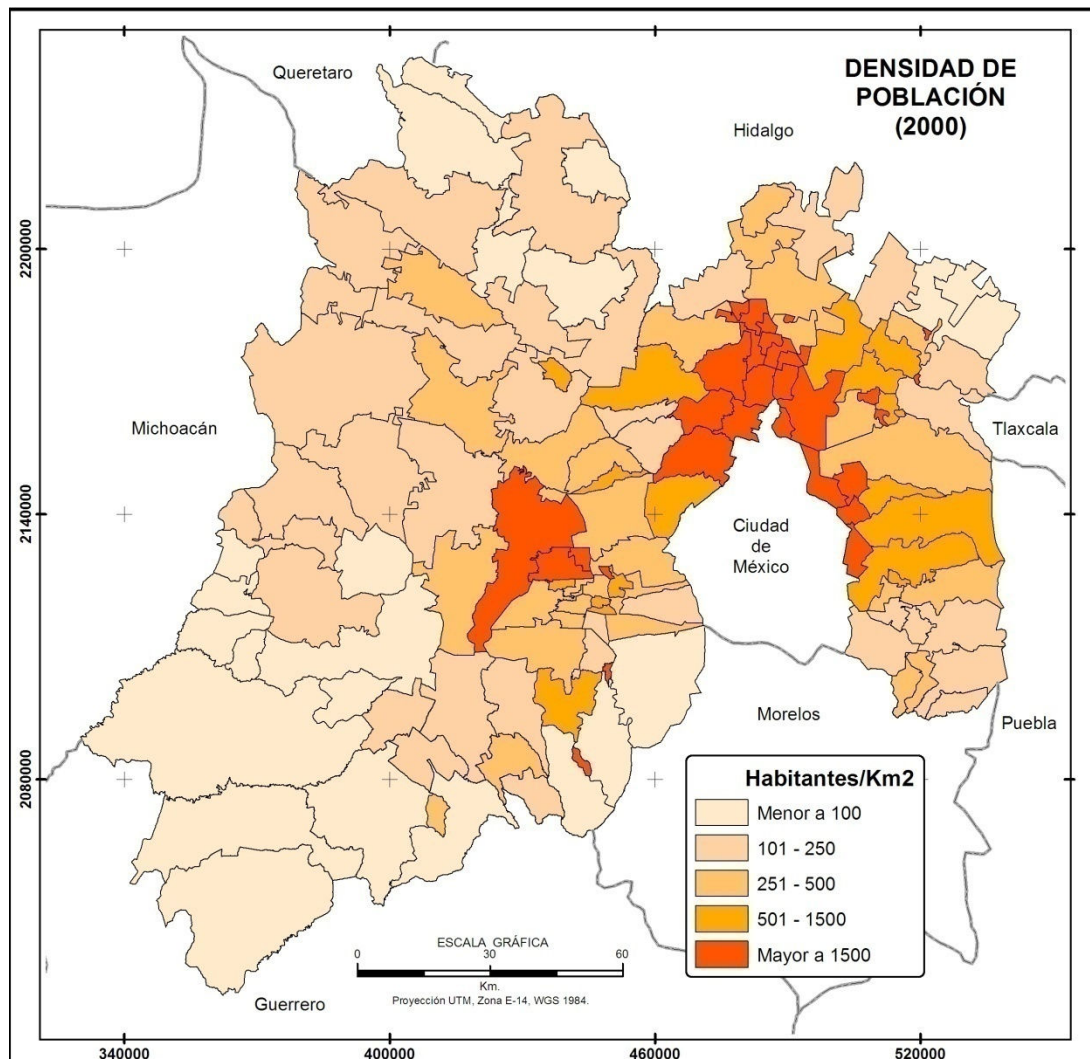


Figura 2.11. Densidad de Población en el Estado de México.
Fuente: INEGI (2000).

Para conocer de manera general la situación económica del Estado, se analizan las características de los trabajadores de acuerdo con su actividad laboral principal. Se utilizó la tasa bruta de actividad económica que considera la población económicamente activa ocupada (PEAO) respecto a la población total. Entendida la PEAO como el total de personas de 12 años y más que realizan cualquier actividad económica a cambio de un sueldo, salario, jornada u otro tipo de pago en dinero o especie.

De acuerdo al Censo de Población y Vivienda 2000, la PEAO se ubica en alguno de los tres sectores de actividad económica, siendo éstos el sector primario (agricultura, ganadería, silvicultura y pesca), el sector secundario que se refiere a las actividades relacionadas con la minería, las industrias manufactureras, electricidad, agua y construcción; y por último, el sector terciario, en el que se desarrollan las actividades comerciales, el transporte, las comunicaciones y la administración pública, además de los servicios sociales, profesionales, de restaurantes y hoteles, los servicios personales y de mantenimiento.

En la Figura 2.12, se observa cómo los municipios que se encuentran en la periferia de la Ciudad de México, presentan las mayores tasas de actividad económica, teniendo de 33 a 39 de cada 100 habitantes económicamente activos. En total son 41 los municipios que se encuentran en este rango. El municipio de Toluca y su zona metropolitana también se ubican dentro de este rango. Además, se aprecia que en el poniente del Estado se encuentran los municipios con tasa de actividad económica que oscilan entre 0,15 y 0,28, siendo un total de 45 municipios los que tienen esta característica.

Las actividades primarias predominaban sobre todo en los municipios del norte, en zonas de agricultura y ganadería intensiva localizadas en Atlacomulco, Jocotitlán, Jiquipilco y Jilotepec, pero también imperan en regiones con actividades agropecuarias más extensivas en los municipios del sur, como Tejupilco, Tlatalya, Amatepec Sultepec, entre otros. Por otra parte, los municipios cercanos a las grandes ciudades tienen una menor proporción en este sector, con solo 10% o menos de su población ocupada. Las actividades secundarias se concentran principalmente en el centro del Estado, en los corredores industriales de Toluca, Lerma, San Mateo Atenco y Ocoyoacac, así como en las grandes zonas industriales ubicadas en la zona metropolitana de la Ciudad de México, principalmente en los municipios de Naucalpan, Tlalnepantla y Tultitlán. Por otro lado, las actividades comerciales y de servicios predominan significativamente en las regiones de Texcoco, Naucalpan, Tlalnepantla, Ecatepec y la región de Toluca y sus municipios conurbados empleándose en dichas actividades más de la mitad de su población económicamente activa. Resaltan también dos municipios eminentemente turísticos como son Ixtapan de la Sal y Valle de Bravo.

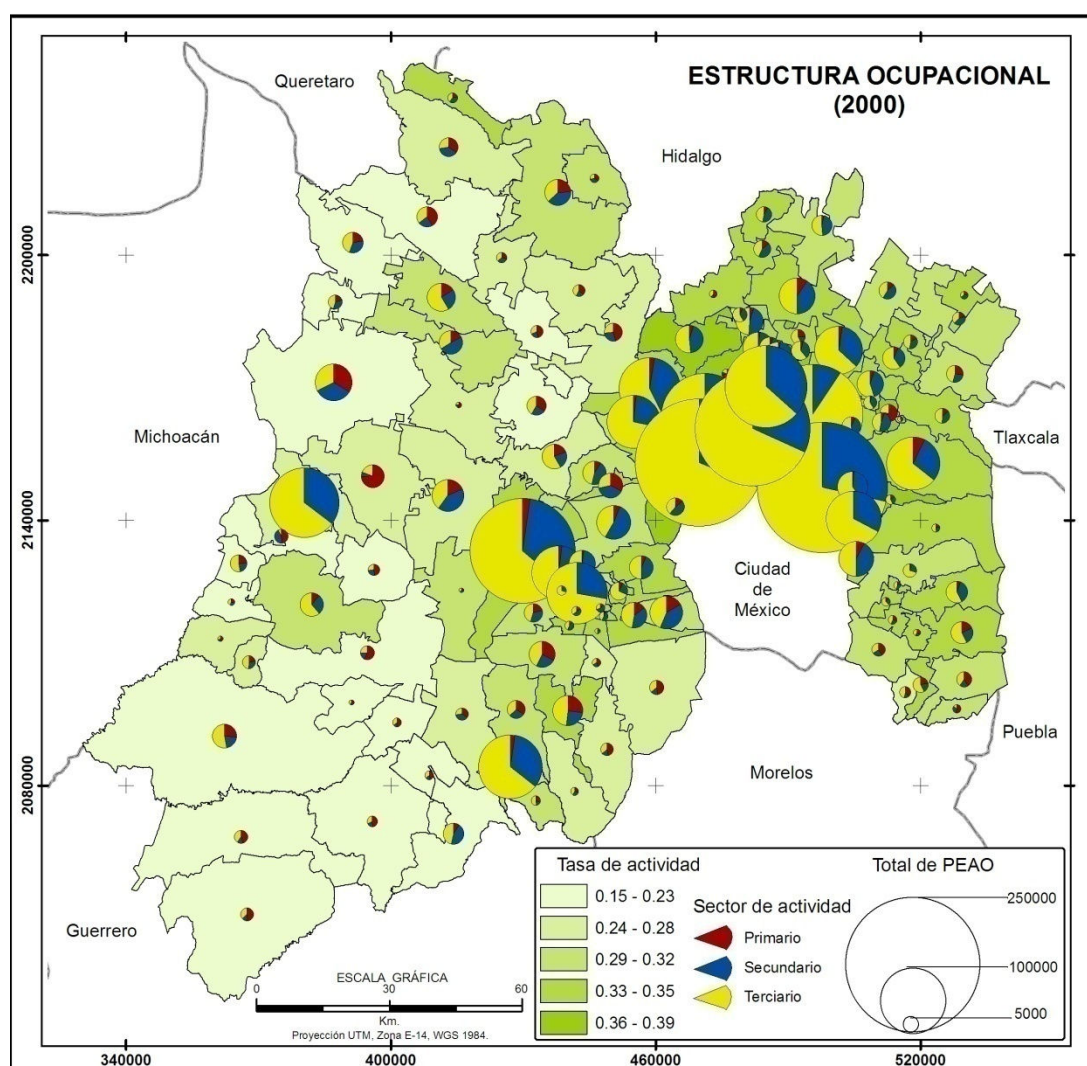


Figura 2.12. Estructura ocupacional por sector de actividad en el Estado de México.
Fuente: INEGI (2000).

Por otra parte, el manejo forestal sostenible considera a los bosques como recursos naturales renovables. Dicha renovación se da en forma natural, pero también debe ser inducida, sobre todo cuando la capacidad de renovación es superior a la explotación que realiza el hombre. La vía convencional para ello ha sido la reforestación. En el período 1993–1998 se dio una creciente reforestación en el Estado, pasando de 3 millones a 18 millones de árboles sembrados en ese período (Figura 2.13).

En este lapso de tiempo, los trabajos de reforestación se enfocaron a reestablecer la cobertura forestal en los terrenos deforestados. Debido a esto el Estado de México pasó a ser una de las regiones con mayor superficie de reforestación. No obstante, esta actividad podría estar relacionada con el profundo deterioro que presentan los bosques y

selvas de la región. Según Regil *et al.*, (2009), lo anterior ha provocado que de alguna forma se tomen medidas para incrementar la cobertura forestal.

Pero a pesar de los esfuerzos realizados en los trabajos de producción de planta y en los trabajos de plantación, en las últimas dos décadas los resultados muestran que no se ha logrado cumplir con los objetivos planteados, debido a que se ha dado un seguimiento parcial a los trabajos de transporte de planta, establecimiento y principalmente a las actividades de protección y mantenimiento de las áreas reforestadas (GEM, 2006).

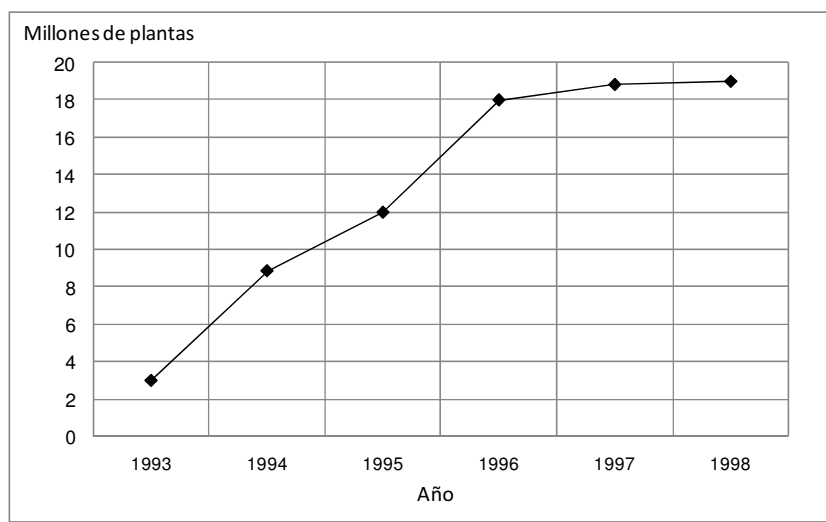


Figura 2.13. Producción de plantas para reforestación 1993-1998.
Fuente: INEGI-SEMARNAP (1999).

La producción forestal maderable en el Estado de México de 1990 a 1998, como se puede ver en la Figura 2.14., presenta variaciones debido en gran medida a los periodos de vigencia de las vedas forestales, pero a finales de esa década el volumen de producción se incrementó considerablemente. Este aumento además de tener consecuencias económicas favorables para la región, también representó un fuerte impacto sobre el sistema natural al afectar a las zonas boscosas.

Algunos piensan que gran parte de la superficie forestal con potencial comercial no se ha integrado al manejo forestal por diversos problemas entre los que destacan: bajos costos de la madera, garantía y seguridad jurídica, complejidad administrativa, dificultades con de infraestructura caminera, limitaciones en los rendimientos,

sobreexplotación de los bosques, falta de una cultura forestal, aprovechamientos mínimos de plantaciones forestales comerciales y aportación muy baja del sector forestal al PIB del Estado de México (Torres, 2004; GEM, 2006)

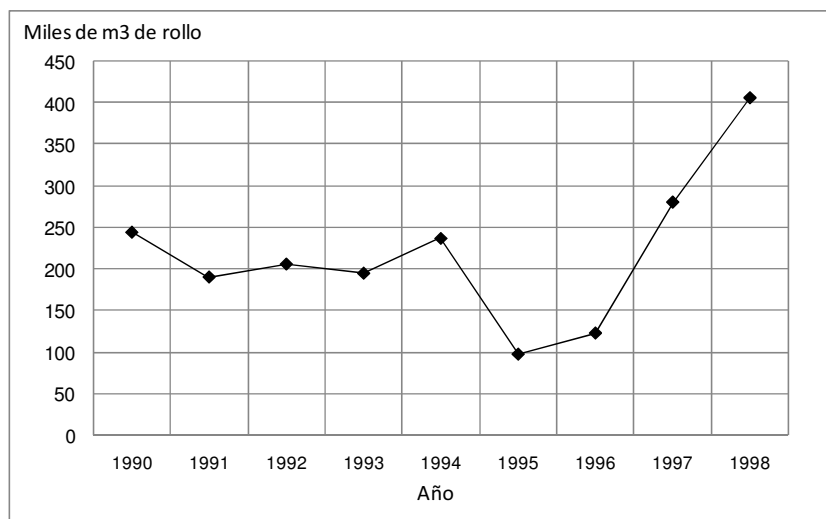


Figura 2.14. Producción forestal maderable 1990-1998.
Fuente: INEGI-SEMARNAP (1999).

Desafortunadamente el manejo forestal en el Estado no se ha orientado hacia un desarrollo forestal sustentable. Por ello, las plantaciones comerciales representaban en 1994 sólo el 0,5% del territorio estatal y el 1,8% de su superficie arbolada. Un factor que inhibe la inversión en este tipo de plantaciones es que se requieren de 7 a 30 años para iniciar su aprovechamiento a partir de la plantación. Lo mismo sucede con las plantaciones agroforestales, las cuales son casi inexistentes en la región. Por su parte, la reforestación con fines de protección y restauración ha sido principalmente una actividad pública y se enfoca en gran parte a la producción de la planta. Según Torres (2004), los programas de producción de planta, reforestación y plantación han carecido de integración y optimización, y el escaso seguimiento de las reforestaciones ha llevado a una tasa de mortalidad alta.

La intención de mostrar este contexto, además de conocer la dimensión ambiental y el comportamiento de los aspectos socioeconómicos más relevantes, es sobre todo para entender mejor la delicada situación actual que guardan los ecosistemas forestales de la región, realidad que involucra a diversos actores sociales, principalmente a los dueños y poseedores que durante casi 50 años se mantuvieron al margen del

aprovechamiento de sus recursos forestales a consecuencia de una política conservacionista para sus áreas forestales, basada en el establecimiento de vedas (1947-1970 y 1990-1995), y la creación de áreas naturales protegidas, que no en todos los casos han dado los resultados esperados (GEM, 2006).

Finalmente, la selección del área de estudio fue motivada, además de lo anteriormente expuesto, por razones de interés profesional y personal por esta región. Por ello, esperamos que los capítulos siguientes de esta tesis, aporten y coadyuven un poco al conocimiento de la diversa realidad geográfica de la zona.

2.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- GEM. (1993). *Atlas General del Estado de México*. Secretaría de Finanzas y Planeación, Instituto de Información e Investigación Geográfica, Estadística y Catastral Toluca, México.
- GEM. (1999). *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México*. Secretaría de Ecología. Toluca, México.
- GEM – IGCEM. (2000). *Carta Geográfica del Estado de México*. Disco compacto. Toluca, México.
- GEM. (2006). Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de México 2005-2025. Disponible en: <http://www.edomex.gob.mx/portal/page/portal/probosque>. [Consultado el 25/05/10].
- González, T.A. (1992). Vegetación. En: Franco, M.S. (Coord.) *Atlas del Estado de México*. Gobierno del Estado de México y Facultad de Geografía. UAEM. Toluca, México.
- González, B.A., González, T.A., Hernández, Z.S., Madrigal, U.D., Morales, M.C. y Pineda, J.N. (2006). *Atlas del Medio Físico del Estado de México*. Cuadernos de Investigación. Facultad de Geografía. UAEM. Toluca, México.
- INEGI - SEMARNAP. (1999). Estadísticas del Medio Ambiente, México 1999.
- INEGI. (2000). XII Censo General de Población y Vivienda, 2000. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/Proyectos/ccpv/default.aspx>. [Consultado el 29/06/2010]
- INEGI. (2003). *Síntesis de Información Geográfica del Estado de México*. Aguascalientes, Ags. México. ISBN: 970-13-4348-4
- Madrigal, U.D. (1992). Paisajes. En: Franco, M.S. (Coord.) *Atlas del Estado de México*. Gobierno del Estado de México y Facultad de Geografía. UAEM. Toluca, México.
- Pineda, N., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. y Plata, W. (2009). “Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación”. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 69, pp.33-52.
- Regil, G.H., Nava, B.G., Franco, M.S. y Endara, A.A. (2009). Reforestaciones, plantaciones y programas de manejo. En: Nava, B.G., Endara, A.A., Regil, G.H., Estrada, V.C., Arriaga, J.C. y Franco, M.S. (Comps). *Atlas Forestal del Estado de México*. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales. UAEM. Toluca, México.

-
- Romero, S.A. y Troche, A.A. (1997). *La distribución espacial de la población en el Estado de México, 1970-1990*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Geografía, UAEM. Toluca, México.
- Sepúlveda, S. y Edwards R. (1996). *Desarrollo Sostenible: Agricultura, Recursos Naturales y Desarrollo Rural*. Lecturas seleccionadas. Tomo No. 5.
- Torres, R.J. (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina. Documento de trabajo. Informe Nacional. México. FAO-SEMARNAT.

CAPÍTULO 3

DESCRIPCIÓN DE LOS CAMBIOS OCURRIDOS EN LA OCUPACIÓN Y USO DEL SUELO Y ANÁLISIS DE TRANSICIONES SISTEMÁTICAS

3. 1. INTRODUCCIÓN

Desde comienzos de la revolución industrial el cambio en el uso y ocupación del suelo se ha acelerado de manera importante. La demanda de alimentos y actualmente la de biocombustibles, ha provocado que la superficie agrícola aumente considerablemente, donde una buena parte se ha realizado a expensas de zonas forestales. Este avance de la frontera agrícola ha traído como consecuencia la aparición de superficies de labor frágil y con alta susceptibilidad a los procesos erosivos y, por ende, con baja productividad (Orozco *et al.*, 2004).

La mayor parte de las tierras cubiertas por vegetación han sido alteradas, de una forma u otra, por los seres humanos. Las estimaciones sobre el porcentaje de tierras transformadas en el mundo varían del 39% al 50% (Sapiña, 2002). Sin embargo, estas cifras subestiman su efecto global puesto que, en muchas ocasiones, las tierras no perturbadas han sido fragmentadas por la modificación de las áreas circundantes y esto ha afectado tanto a la composición como al funcionamiento de estos ambientes aparentemente no alterados.

En diversas regiones del mundo cada vez son más evidentes estos cambios, y en muchos países la degradación e intensificación del uso y ocupación del suelo ha provocado grandes transformaciones en el paisaje terrestre (Lambin, 1997). Una buena parte de estas transformaciones se concentran en lo que se conoce como deforestación, cuyos procesos están asociados generalmente a importantes impactos ecológicos en casi todas las escalas (Bocco *et al.*, 2001).

En México, después cinco décadas de explotación intensa de los recursos naturales, el territorio muestra grados significativos de perturbación en sus ecosistemas. Algunas de las principales ciudades y regiones del país presentan serios problemas de contaminación y pérdida de recursos naturales como el suelo, vegetación y fauna. Asimismo, en este período el paisaje mexicano se ha transformado con el desarrollo económico y social, dando lugar a nuevas relaciones entre sus habitantes y la naturaleza (Villers, 1995).

En el Estado de México el problema ambiental es cada vez mayor, la concentración de un porcentaje muy elevado de población y la consecuente necesidad

de espacio, bienes y servicios han modificado el territorio. Es evidente que la cercanía con el Distrito Federal, principal eje económico-político del país, ha provocado que en los últimos años el Estado de México tenga una de las dinámicas poblacionales más altas, pasando de un poco más de 1 millón de habitantes en 1950 a más de 14 millones en 2005.⁴ Los elevados niveles de industrialización y el ritmo de extracción y transformación de los recursos naturales, han provocado cambios sustanciales en la ocupación del suelo, manifestándose éstos por la presencia de suelos erosionados, contaminación atmosférica, contaminación de sus cuerpos de agua, contaminación del suelo, pérdida de biodiversidad y una marcada deforestación (GEM, 2000).

Ante este escenario, es necesario diagnosticar la magnitud de los cambios ocurridos en el uso y ocupación del suelo del Estado de México, usando técnicas y métodos que nos permitan obtener información detallada de las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambio de cada una de las categorías de estudio. De mismo modo, es preciso calcular índices de persistencia para obtener información adicional referente a la vulnerabilidad de cada una de las ocupaciones del suelo a ser transformadas a otras categorías.

Asimismo, para detectar las señales más significativas de los cambios ocurridos en el paisaje se calculan estadísticamente transiciones sistemáticas y transiciones aleatorias. Es importante sin embargo, distinguir las transiciones sistemáticas y aleatorias tradicionales de las usadas en modelos estadísticos. Usualmente las transiciones aleatorias están determinadas por procesos de cambio únicos, son transformaciones que ocurren con cierta rapidez y regularmente tienen que ver con la capacidad de recuperación o no recuperación de un ecosistema (Braimoh, 2006).

Para Lambin *et al.* (2003) las transiciones de corto plazo son causadas por diversos factores entre los que destacan la migración espontánea de la población, conflictos internos, cambios en las condiciones macroeconómicas de un país, entre otros. Mientras que las transiciones sistemáticas se presentan debido a procesos de cambio que tienden a desarrollarse de una manera más constante y están determinadas por el crecimiento natural de la población, el incremento de la comercialización, la falta

⁴ COESPO. Datos estadísticos disponibles en: <http://www.edomex.gob.mx/portal/page/portal/coespo> [Consultado: 15/04/10].

de educación ambiental y los cambios en las políticas gubernamentales entre otros factores.

Para Braimoh (2006) la definición tradicional se basa en factores causales de cambio, mientras que la definición estadística toma en consideración únicamente el análisis de la tabulación cruzada. En un sentido estadístico se dice que una categoría de ocupación el suelo gana aleatoriamente de otras categorías si esas ganancias están en proporción al tamaño de las categorías que pierden. De igual forma se dice que una categoría de ocupación del suelo pierde aleatoriamente hacia otras categorías si esas pérdidas están en proporción al tamaño de las categorías que ganan. Cualquier valor grande ya sea positivo o negativo que se aleje de estas proporciones se considera como una transición de tipo sistemático.

Es importante señalar que en este trabajo la dinámica de las transiciones sistemáticas se describe a través de las pérdidas y ganancias de las categorías forestales, haciendo una relación con el modelo propuesto por Velázquez *et al.*, (2002b), en el cual se establecen procesos ecológicos específicos como la alteración, la sucesión secundaria, la deforestación y la revegetación. Esta dinámica de cambio fue calculada y cartografiada para conocer el grado de perturbación o recuperación de la superficie forestal a nivel municipal.

De acuerdo a lo anterior, el objetivo general de esta parte del trabajo es realizar una descripción del cambio ocurrido en la ocupación y uso del suelo y un análisis de las transiciones sistemáticas en el período 1993-2000.

Para ello, se han establecido los siguientes objetivos específicos: (1) conocer la magnitud de los cambios a través del cálculo de las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambio de cada una de las categorías de estudio; (2) detectar las señales más significativas de los cambios ocurridos en el paisaje a través del cálculo de transiciones sistemáticas; (3) aplicar un modelo de estimación de los procesos de la deforestación en términos de pérdidas y ganancias; y (4) representar a nivel municipal los procesos de alteración, deforestación y otros tipos de alteración en términos de pérdidas y los de recuperación y revegetación en términos de ganancias.

3.2. ESTUDIOS REFERENTES A LA DINÁMICA DE CAMBIO DE LA OCUPACIÓN Y USO DEL SUELO

Según datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, en el período comprendido entre 1990 y 2000 la pérdida anual neta de bosques en América Latina y el Caribe fue de 4,28 millones de hectáreas. En el resto del mundo la pérdida anual neta durante el mismo período fue de 5,11 millones de hectáreas (FAO, 2003).

Una revisión de los trabajos realizados a nivel global de cambio de uso y ocupación del suelo muestra el impacto que han tenido las actividades humanas en el medio ambiente. Por ejemplo, Houghton y Hackler (2001), realizaron un estudio sobre la emisión de carbono a la atmosfera debido al cambio en el uso del suelo a nivel global de 1850 a 1990. Por su parte el Centro de Sostenibilidad y Medio Ambiente Global (SAGE con sus siglas en inglés), ha realizado reconstrucciones históricas de cómo ha cambiado la superficie agrícola desde 1700 hasta 1990.⁵

Ramankutty *et al.*, (2006) realizan una extensa revisión histórica de los cambios de las coberturas del suelo a nivel mundial. Esta investigación considera los cambios ocurridos en grandes regiones continentales como Asia, Europa, Norteamérica, Australia, África y Suramérica. Asimismo, hacen hincapié en los veloces y extensivos cambios ocurridos en las últimas décadas. La evaluación es realizada por tipo de cobertura, desde bosques, áreas agrícolas, áreas de pastoreo, zonas urbanas y zona áridas.

Estimaciones realizadas para México establecen que la superficie boscosa que cambió a otros usos durante el período de 1993-2002 fue de cerca de 359.400 ha lo que supone una pérdida anual del 0,12% (FAO, 2006).

⁵ SAGE. Center for Sustainability and the Global Environment. Disponible en: <http://www.sage.wisc.edu/pages/landuse.html> [Consultado 18/07/10].

Velázquez *et al.*, (2002a) calcularon una tasa anual de deforestación de 1,02% para los bosques templados y de 2,06% para los bosques tropicales, con una pérdida total de 840.710 ha para el período 1993–2000. Sin embargo, datos oficiales en México calculan una pérdida de 1.814.801 ha de bosques y 3.570.858 ha de selvas para el período 1993-2000.⁶

Esta divergencia en los resultados se debe principalmente a que la mayoría de las bases de datos disponibles a nivel nacional se han realizado bajo enfoques, leyendas y escalas diferentes (Palacio *et al.*, 2000). Esta situación se agrava aún más si se analiza para cada tipo de vegetación o para una región en particular. Además, en casi todos ellos sólo se llega a cuantificar los cambios netos y/o cambios totales ocurridos, sin poner demasiado énfasis e incluso sin presentar las transiciones que se dan entre categorías.

El último inventario forestal a nivel nacional fue realizado en el año 2000 de manera conjunta entre el Instituto Nacional de Ecología (INE) y el Instituto de Geografía de la UNAM. En él se realiza un exhaustivo análisis de los procesos de cambio en la ocupación del suelo que ha sufrido el país durante el período de 1976 al 2000 calculando matrices de transición y sus respectivas tasas de deforestación (Velázquez *et al.*, 2002a). Por otra parte la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) realizó un estudio de dinámica de cambio de la vegetación usando información de 1993 y 2002. Sus resultados fueron presentados en el *Global Forest Resources Assessment* de la FAO (2006), sin embargo este informe sólo ofrece datos de pérdida de la cubierta forestal sin entrar en detalles de pérdidas, ganancias y transiciones.

A nivel regional en México se han realizado diversos trabajos al respecto. Por ejemplo García *et al.*, (2000) caracterizan zonas con uso inadecuado para la agricultura en un distrito de desarrollo rural en el Estado de Guanajuato. Los resultados indican que un período de 20 años el área agrícola se incrementó alrededor de 30.000 ha a expensas del uso pecuario y forestal.

6 CONAFOR. Datos estadísticos disponibles en: <http://www.conafor.gob.mx> . [Consultado: 09/07/10].

Por su parte Mendoza *et al.*, (2002) estudiaron el impacto que provoca el cambio del uso y ocupación del suelo sobre el balance hídrico de la cuenca cerrada del lago de Cuitzeo en Michoacán, mostrando un incremento en los valores de escorrentía como resultado del aumento de la superficie ocupada por asentamientos humanos. En zonas costeras Alonso *et al.*, (2003), estudiaron la importancia ecológica de los manglares en la costa de Sinaloa al norte de México, indicando una tasa anual de deforestación del 0,3%.

Asimismo, diversas zonas de conservación y protección ecológica también están siendo perturbadas. En un estudio regional de cambio de la cubierta forestal en la región de los santuarios de la mariposa monarca entre los Estados de Michoacán y México, Ramírez y Zubieta, (2005) determinaron tasas de deforestación de 0,8% anual entre los años 1993 y 2000.

Respecto a los trabajos de cambio de ocupación del suelo que toman como área de análisis un Estado completo destaca el realizado por Bocco *et al.*, (2001), quienes realizan una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación en el Estado de Michoacán. La investigación comprende un período de 18 años a escala 1: 250.000 y muestra que en ese lapso se perdieron 513.644 ha de bosques templados y 308.292 ha de selvas correspondientes a tasas de deforestación de 1,8% y 1,0% anual respectivamente.

En condiciones más locales, Franco *et al.*, (2006b) realizaron un análisis de la dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Los resultados arrojan una tasa de deforestación de 0,48% anual, que representa una pérdida de 156 ha anuales de superficies boscosas entre 1972 y 2000. Por su parte, Castillo *et al.*, (1998), elaboraron un diagnóstico de cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas, para estimar áreas vulnerables a la transformación. Durante el período 1972-1995 la tasa de deforestación fue de 2,7%.

Una de las coberturas vegetales más estudiadas en los últimos años en México es la selva tropical, esencialmente las que se localizan en el sur y sureste mexicano. Algunas cifras reportadas para esta región son importantes, como la tasa de

deforestación del 5,0% encontrada en las selvas de la Reserva de la Biosfera de Calakmul en el Estado de Campeche (Reyes Díaz *et al.*, 2001) o la tasa de 4,3% detectada en la zona de Los Tuxtlas en el Estado de Veracruz (Dirzo y García, 1991), por su parte Guerra y Ochoa (2006), estimaron una tasa de cambio por pérdida anual de 6,0% y de 34,9% en dos tipos de selvas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Un análisis de cambio en el uso del suelo y deforestación en el sur de los Estados de Campeche y Quintana Roo muestra una tasa de 2,0% (Cortina *et al.*, 1999). De la misma forma Mendoza y Dirzo (1999), reportan tasas de 1,7% a 2,1% en la Selva Lacandona en el Estado de Chiapas.

En contrapartida también se han localizado zonas que han registrado aumento en la cobertura de selvas, proveniente principalmente de la regeneración de áreas quemadas en el Estado de Quintana Roo (Dupuy *et al.*, 2007). Otras áreas cercanas a la ciudad de Chetumal fueron deforestadas en los años ochenta para uso agrícola, abandonándose en años posteriores, lo que provocó una recuperación de 0,6% anual de selvas de la zona (García *et al.*, 2005).

Por otra parte, se ha podido verificar que algunos de los trabajos revisados sólo calculan los cambios totales y sus respectivas tasas de cambio, sin entrar a estudiar a detalle los datos que puede ofrecer la matriz de tabulación cruzada (Trejo y Hernández, 1996; Mas *et al.*, 1996; Mendoza y Dirzo, 1999; Díaz *et al.*, 2001). Por ello, este trabajo realiza un análisis más profundo de esta matriz, calculando las pérdidas, ganancias, cambio neto e intercambios de cada categoría (Pontius *et al.*, 2004). La metodología separa entre una transición sistemática y una transición aleatoria lo que ayuda a identificar señales sistemáticas dentro de un patrón de cambio.

Esta forma de calcular transiciones sistemáticas cobra importancia si se observa que una gran mayoría de los estudios revisados de cambio de ocupación del suelo realizados en México y en otras partes del mundo, sólo se toma en consideración los totales de la fila y los totales de la columna en la tabulación cruzada, reportando sólo el cambio neto de cada categoría (Bocco *et al.* 2001; Flores *et al.* 2003; Sandoval y Oyarzun, 2004; García *et al.* 2005; Ramírez y Zubieta, 2005).

Finalmente, existen otros estudios que han demostrado la utilidad de estos métodos para distinguir patrones de cambio sistemáticos del paisaje. Alo y Pontius (2008) identifican transiciones sistemáticas de cambio de cobertura del suelo dentro y fuera de áreas protegidas en el suroeste de Ghana. Braimoh (2006) y Versace *et al.*, (2008), aplican los mismos métodos estadísticos para detectar cambios sistemáticos del paisaje, integrando una evaluación de las características de las zonas estables de cada categoría en relación con su ganancia, pérdida y cambio neto mediante los llamados índices de persistencia.

3.3. DATOS DE REFERENCIA

Para realizar estudios de evaluación y análisis de los cambios del uso y ocupación del suelo, normalmente se emplean datos obtenidos de imágenes de satélite multitemporales o bien se puede realizar mediante una comparación de mapas temáticos de diferentes fechas (Mas *et al.*, 2004).

En este trabajo se tomaron como base de referencia para el análisis de los cambios del uso y ocupación del suelo dos mapas temáticos digitales escala 1:250 000 cedidos oficialmente por la Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología (INE) de México. La base cartográfica original del estudio comprende un mapa digital vectorial de vegetación y uso del suelo de 1993, denominado serie II, elaborado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), y otro mapa vectorial del año 2000 correspondiente al Inventario Nacional Forestal 2000 (IFN2000) elaborado por el propio INE en convenio con el Instituto de Geografía (IG) de la UNAM.

La serie II se realizó al inicio de la década de los noventa como una actualización de las cartas de uso del suelo y vegetación de la denominada serie I que se hizo en la década de los setenta. Se realizó en base a una interpretación visual de espaciomaps derivados de un mosaico de imágenes de satélite Landsat TM ajustados al cubrimiento de una hoja escala 1:250 000; los espaciomaps fueron elaborados con imágenes tomadas en 1993 e impresas en falso color con una combinación de 4-3-2 (RGB).

Por su parte la cobertura IFN2000 se realizó durante el año 2000 tomando como insumo base la cartografía de la serie II del INEGI. Se efectuó mediante interpretación visual de composiciones a color de imágenes Landsat ETM+ impresos a escala 1:125 000; el sistema clasificatorio es más sencillo que el de la serie II y está organizado en forma jerárquica en cuatro niveles de información.

En el año 2002 el INE realizó una revisión, evaluación y mejora de las bases de datos digitales mencionadas anteriormente. Según el reporte oficial de esta dependencia gubernamental, se evaluó y mejoró la calidad temática y geométrica de la serie II estableciendo un nivel de precisión y exactitud del 95%, mientras que para la cobertura IFN2000 se estimó un error de 3% a nivel de formación y de 6% a nivel de tipo. Además se generó una estrategia entre cada base de datos para que pudieran ser comparables estadística y cartográficamente (Velázquez, *et al.*, 2002b).

Para definir la leyenda de los mapas fue necesario reclasificar y homogenizar las bases de datos originales. Se delimitaron dos niveles de información temática (subformación y tipo) derivados del sistema clasificatorio del Inventario Nacional Forestal de México realizado en el año 2000 (Tabla 3.1). Este sistema jerárquico permitió en un primer nivel examinar de manera global la dinámica de los procesos de la ocupación del suelo en el área de estudio, y en un segundo nivel se lograron identificar transiciones más particulares, lo cual no era posible en el nivel más general.

Para el objetivo de este estudio, los mapas vectoriales de cobertura y uso del suelo de los dos tiempos se transformaron a formato raster, utilizando una rejilla de 1697 columnas por 1696 renglones y una resolución del píxel de 125 por 125 m.

Una vez convertidos los datos a este formato se utilizó el módulo *Land Change Modeler* (LCM) del software IDRISI Andes. Con el LCM se puede evaluar y cuantificar los cambios de ocupación del suelo. Así como las ganancias, pérdidas, cambios netos y contribuciones que aportan cada una de las categorías de ocupación del suelo en cuestión. También se obtienen fácilmente mapas de persistencia, transiciones e intercambios entre categorías.

Sin embargo el LCM solamente puede procesar no más de 256 combinaciones, es decir cada mapa no debe tener más de 16 categorías por cada tiempo. Para solucionar este problema, la cartografía a nivel de tipo de vegetación se realizó de forma externa, utilizando el comando *Crosstab* y realizando las reclasificaciones correspondientes. Hay que resaltar que esta limitante depende exclusivamente del número de intercambios entre categorías, es decir, no siempre las categorías del tiempo 1 presentan intercambios con todas las categorías del tiempo 2.

Tabla 3.1 Niveles de información de las categorías de uso y ocupación del suelo

Subformación	Tipo
I. Bosques	1.- Bosque de coníferas
	2.- Bosque de latifoliadas
	3.- Bosque mixto
	4.- Bosque mesófilo de montaña
II. Bosques secundarios	5.- Bosque de coníferas secundario
	6.- Bosque de latifoliadas secundario
	7.- Bosque mixto secundario
III. Selvas	8.- Selva baja caducifolia
IV. Selvas secundaria	9.- Selva baja caducifolia secundaria
V. Cultivos	10.- Agricultura de riego
	11.- Agricultura de temporal
VI. Matorral	12.- Matorral xerófilo
VII. Matorral secundario	13.- Matorral xerófilo secundario
VIII. Pastizal	14.- Pastizal
IX. Asentamiento humano	15.- Asentamiento humano
X. Cuerpo de agua	16.- Cuerpo de agua
XI. Otros tipos de vegetación	17.- Otros tipos de vegetación
	18.- Áreas sin vegetación aparente
	19.- Plantación forestal

Fuente: Elaboración propia

3.4. METODOLOGÍA

Tradicionalmente la localización y cuantificación de los cambios de uso y ocupación del suelo se realizan a través de una sobreposición cartográfica y una tabulación cruzada, generando de esta manera mapas y tablas de cambio que permiten identificar la magnitud y distribución espacial de la dinámica del cambio (Velázquez *et al.*, 2002a; Reyes *et al.*, 2006 y Dupuy *et al.*, 2007).

En la presente metodología se calculan las pérdidas, ganancias, cambios netos, intercambios y transiciones sistemáticas entre categorías aplicando los métodos desarrollados por Pontius *et al.*, (2004). Además se determinaron los índices de persistencia de Braimoh (2006) para evaluar las características de las zonas estables de cada categoría en relación con su pérdida, ganancia y cambio neto.

Se describe la dinámica del cambio de ocupación del suelo en el Estado de México en dos diferentes niveles de detalle a través de un diseño analítico que va de un nivel general a uno particular. Una primera aproximación de los cambios se realizó a nivel de subformación con 11 categorías, mientras que un análisis más detallado de los cambios ocurridos se efectuó a nivel de tipo de vegetación con 19 categorías.

En el primero se calcularon y analizaron las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto, intercambios y los índices de persistencia. Mientras que en el segundo nivel, además de lo anterior, se hace mayor énfasis en los procesos de deforestación y se detectan y valoran las transiciones sistemáticas más significativas en términos de pérdidas y ganancias de acuerdo al modelo de Velázquez *et al.*, (2002b). Además se calculó la superficie y el porcentaje de estos procesos por municipio, estandarizando los resultados mediante el método de puntaje estándar.

3.4.1 Análisis de la dinámica de los cambios

Para obtener las pérdidas y ganancias de cada categoría se debe construir una matriz de tabulación cruzada o matriz de cambios con el mapa del tiempo 1 (t1) y mapa del tiempo 2 (t2). En la Tabla 3.2 las filas contienen la superficie de las categorías en t1, mientras que las columnas muestran la superficie en t2.

Los cambio ocurridos en el paisaje entre t1 y t2 se expresan como P_{ij} . Por su parte las zonas estables se indican en la diagonal principal como P_{jj} . La superficie total de la categoría i en t1 (P_{i+}) está dada por (expr. 3.1.):

$$P_{i+} = \sum_{j=1}^n P_{ij} \quad (3.1)$$

donde n es el número total de categorías.

Tabla 3.2 Tabulación cruzada para dos tiempos con pérdidas y ganancias.

	Tiempo 2				Total tiempo 1	Pérdidas
	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4		
Tiempo 1						
Categoría 1	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_{14}	P_{1+}	$P_{1+} - P_{11}$
Categoría 2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	P_{24}	P_{2+}	$P_{2+} - P_{22}$
Categoría 3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	P_{34}	P_{3+}	$P_{3+} - P_{33}$
Categoría 4	P_{41}	P_{42}	P_{43}	P_{44}	P_{4+}	$P_{4+} - P_{44}$
Total tiempo 2	P_{+1}	P_{+2}	P_{+3}	P_{+4}	1	
Ganancias	$P_{+1} - P_{11}$	$P_{+2} - P_{22}$	$P_{+3} - P_{33}$	$P_{+4} - P_{44}$		

Fuente: Pontius *et al.*, (2004).

De igual forma, la superficie total de la categoría j en t2 (P_{+j}) está dada por (expr.3.2):

$$P_{+j} = \sum_{i=1}^n P_{ij} \quad (3.2)$$

La columna de pérdidas muestra la superficie de cada una de las categorías i que sufrieron pérdidas entre t1 y t2, es decir, es la diferencia entre la fila del total del tiempo 1 (P_{j+}) y la persistencia (P_{jj}) (expr. 3.3). La fila de ganancias muestra la superficie de cada una de las categorías j que tuvieron ganancias entre t1 y t2, es decir, es la diferencia entre la columna del total del tiempo 2 (P_{+j}) y la persistencia (P_{jj}) (expr. 3.4).

$$L_{ij} = P_{j+} - P_{ij} \quad (3.3)$$

$$G_{ij} = P_{+j} - P_{ij} \quad (3.4)$$

Por otro lado, los cambios de ocupación del suelo se consiguen a través de una sobreposición de mapas temáticos de dos fechas (t1 y t2). La comparación de estos permite calcular la superficie y localización de estos cambios. Sin embargo no proporciona información detallada sobre los procesos de cambio, sino únicamente el balance final de éstos (Mas y Fernández, 2003).

Para entender mejor estos procesos se extraen de la tabulación cruzada el cambio neto de cada categoría, los intercambios y la suma de los anteriores que es el cambio total. El cambio neto se define como el valor absoluto de la diferencia de las pérdidas y las ganancias de cada categoría (expr. 3.5):

$$D_j = |L_{ij} - G_{ij}| \quad (3.5)$$

Por su parte, el concepto de intercambio implica pérdidas y ganancias simultáneas de una categoría sobre el territorio, para su cálculo se requiere que por cada píxel que se pierde debe haber otro que se gane para empatarlos y así crear un par de píxeles de intercambio (Braimoh, 2006). El intercambio entre categorías (S_j) se calcula como dos veces el valor mínimo de las ganancias y las pérdidas (expr. 3.6):

$$S_j = 2 \times \min(P_{j+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}) \quad (3.6)$$

Cuando la cantidad de ganancia es igual a la cantidad de pérdida es posible empatar cada ganancia con una pérdida. Un ejemplo de lo anterior se aprecia en la categoría B de la Figura 3.1, la cual aparentemente no presenta cambios importantes en su superficie entre el tiempo 1 y el tiempo 2, aunque esta supuesta estabilidad oculta dos procesos importantes de intercambio de las categorías C a B y de B a A.

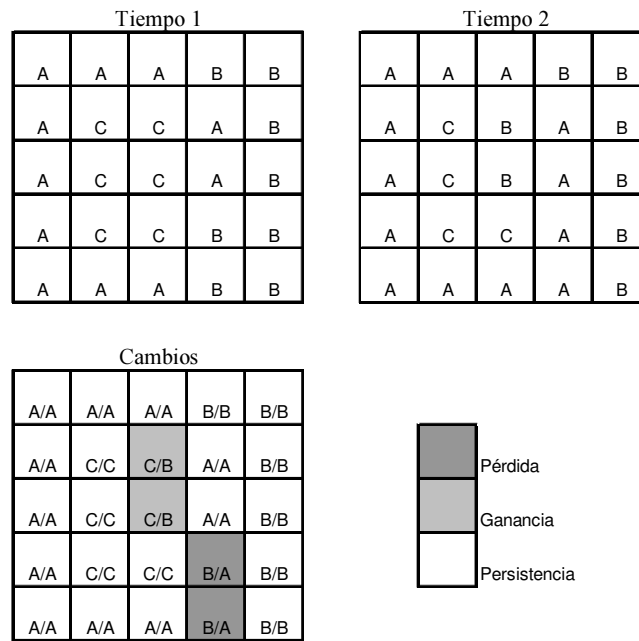


Figura 3.1 Obtención de los cambios mediante sobreposición temática.
 Las categorías están dadas por A, B y C para ambos tiempos.
 Fuente: Elaboración propia.

Para calcular el cambio total para cada categoría (C_j) se establece como la suma del cambio neto (D_j) y el intercambio (S_j), o también como la suma de las ganancias y las pérdidas (expr. 3.7):

$$C_j = D_j + S_j \quad (3.7)$$

A diferencia del cambio neto, el cambio total permite estimar el total de las transiciones de todas las categorías. Si una categoría presenta ganancias y pérdidas iguales, el cambio neto será igual a cero. Si esto se presenta entonces el intercambio es dos veces las pérdidas o las ganancias.

Si aplicamos las fórmulas anteriores se aprecia que el cambio total es igual a las ganancias y a las pérdidas totales de cada categoría. Es decir, la suma de estos cambios duplica el cambio total del paisaje, esto se explica porque el cambio de un píxel cuenta como ganancia en una categoría y como pérdida en otra categoría, por lo que el cambio total es la mitad de la suma de los cambios en cada una de las categorías.

De modo similar, el intercambio total es la mitad de la suma de los intercambios de cada categoría y el cambio neto es la mitad de la suma de los cambios netos de las categorías individuales.

Po otra parte, la obtención de los índices de persistencia propuestos por Braimoh (2006), sirvieron para evaluar las características de las zonas estables en relación a las ganancias, pérdidas y cambios netos. El índice de ganancia a persistencia es calculado como $G_p = G_{ij} / P_{jj}$; por su parte el índice de pérdidas a persistencia es calculado como $L_p = L_{ij} / P_{jj}$, y el cambio neto a persistencia es calculado como $n_p = G_p - L_p$.

Los valores de los cocientes mayores a 1 indican que una categoría tiene una tendencia alta a presentar una transición hacia otra categoría más que a persistir.

3.4.2 Análisis de las transiciones sistemáticas

Las transiciones entre categorías fueron calculadas de acuerdo a los pasos metodológicos propuestos por Braimoh (2006), los cuales sistematizan de alguna manera lo sugerido por Pontius *et al.*, (2004).

1.) Se calcula la ganancia esperada de cada categoría. La expresión 3.8 asume que la ganancia de cada categoría y la proporción de cada categoría en el tiempo 2 son fijas, para después distribuir la ganancia a través de las otras categorías según la proporción relativa de las otras categorías en el tiempo 1.

$$G_{ij} = (P_{+j} - P_{jj}) \left(\frac{P_{i+}}{1 - P_{j+}} \right) \quad (3.8)$$

Donde G_{ij} es la transición esperada de la categoría i para la categoría j debido a un proceso aleatorio de ganancia, $P_{+j} - P_{jj}$ es la ganancia total observada de la categoría j , P_{i+} es el tamaño de la categoría i en el tiempo 1 y $1 - P_{j+}$ es la suma de los tamaños de todas las categorías excluyendo a la categoría j en el tiempo 1.

2.) Se calcula la diferencia entre el valor observado y el valor esperado bajo un proceso aleatorio de ganancia ($P_{ij} - G_{ij}$). Un valor cercano a cero indica una transición aleatoria, mientras que un valor lejano a cero revela una transición sistemática inter-categorías.

3.) Se calcula la pérdida esperada de cada categoría. La expresión 3.9 asume que la pérdida de cada categoría es fija, y luego distribuye la pérdida a través de las otras categorías según la proporción relativa de las otras categorías con el tiempo 2.

$$L_{ij} = (P_{i+} - P_{jj}) \left(\frac{P_{+j}}{1 - P_{+i}} \right) \quad (3.9)$$

Donde L_{ij} es la transición esperada de la categoría i para la categoría j debido a un proceso aleatorio de pérdida, $P_{i+} - P_{jj}$ es la pérdida total observada de la categoría i entre los dos tiempos P_{+j} es el tamaño de la categoría j en el tiempo 2, y $1 - P_{+i}$ es la suma de los tamaños de todas las categorías excepto la categoría i en el tiempo 2.

4.) Se calcula la diferencia entre el valor observado y el valor esperado bajo un proceso aleatorio de pérdida ($P_{ij} - L_{ij}$). De igual forma que en el paso 2, un valor cercano a cero indica una transición aleatoria, mientras que un valor lejano a cero revela una transición sistemática.

Los pasos 2 y 4 expresan mediante una resta la diferencia entre los valores observados y los valores esperados. Sin embargo es difícil determinar que tan grande debe ser esta diferencia para considerar que existe una transición sistemática. La metodología indica que el resultado del valor observado menos el valor esperado se divida entre el valor esperado, $(P_{ij} - L_{ij}) / G_{ij}$ para el caso de las ganancias y $(P_{ij} - L_{ij}) / L_{ij}$ para el caso de las pérdidas. La magnitud de este cociente indica la fuerza de la transición sistemática.

Las transiciones entre categorías casi siempre son evaluadas por la cantidad de cambio y no por el tamaño de las categorías que están implicadas en dicho cambio. Por

lo que esta forma de calcular las transiciones sistemáticas permite comprender mejor las señales dominantes de cambio.

Una vez realizados los análisis entre categorías, se buscaron las trayectorias de cambio que tuvieran alguna relación con los procesos de la deforestación. Utilizando las transiciones sistemáticas a nivel de tipo de vegetación y el modelo planteado por Velázquez *et al.*, (2002b), se identificaron cinco procesos de cambio: deforestación, alteración, otros tipos de alteración, recuperación y revegetación (Figura 3.2).

Los primeros tres procesos se relacionaron con transiciones sistemáticas en términos de pérdidas y los dos siguientes con transiciones sistemáticas en términos de ganancias.

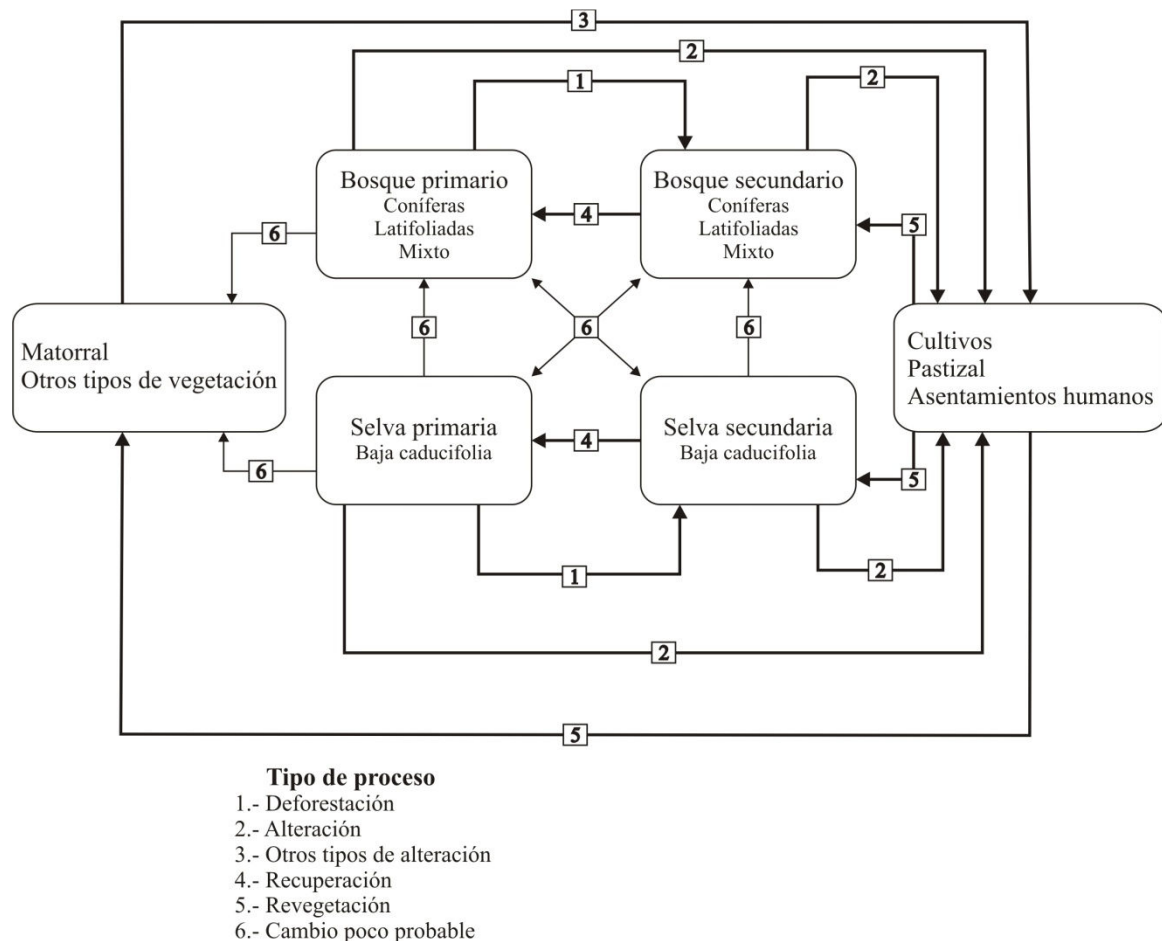


Figura 3.2. Modelo de estimación del proceso de deforestación
Fuente: Modificado de Velázquez *et al.*, (2002b)

3.4.3 Procesos de cambio por municipio

Para realizar este cálculo se extrajo la superficie en hectáreas de los cinco procesos de cambio a nivel municipal. Se realizó un método de estandarización mediante el puntaje estándar (expr. 3.10) para poder comparar mejor cada una de las variables (procesos de cambio).

$$z = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma} \quad (3.10)$$

Donde x_i es la medición de la unidad espacial del rango i , \bar{x} es la media aritmética y σ el desvío estándar. Se realizó una matriz de puntajes estándar en donde hay puntajes positivos y negativos que se distribuyen respecto del promedio que toma valor cero, el resultado se hace comparable al tomar la sumatoria, el promedio y el desvío estándar un valor similar en todos los casos (Buzai, 2003). Una vez obtenidos los valores estándar, se procedió a cartografiar cada uno de los procesos, los valores z fueron ordenados del mayor al menor y se definieron cinco intervalos de clase.

Sólo se tomaron en consideración los municipios que tuvieran ganancias y pérdidas mayores a 1 ha, los que tuvieran una área menor a esta cifra se descartaron ya que fueron considerados poco relevantes.

3.5. RESULTADOS

3.5.1 Análisis de la dinámica de los cambios a nivel de subformación

Tomando en cuenta los resultados de la Tabla 3.3 obtenidos del análisis de la matriz de cambios, en el año 1993 el 22,90% de la superficie del Estado de México estaba cubierta por bosques primarios, mientras que los bosques secundarios ocupaban el 5,09%.

Tabla 3.3 Resumen de los cambios de ocupación del suelo a nivel de subformación (%)

	Total 1993		Total 2000		Ganancias		Pérdidas		Cambio total		Intercambio		Cambio neto		Relación		
	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	P/G	G/P	
Bosque Primario	510015.6	22.9	409362.5	18.4	57043.8	2.6	157696.9	7.1	214740.6	9.6	114087.5	5.1	100653.1	4.5	2.8	0.4	
Bosque Secundario	113425.0	5.1	186781.3	8.4	111610.9	5.0	38254.7	1.7	149865.6	6.7	76509.4	3.4	73356.3	3.3	0.3	2.9	
Selva Primaria	50145.3	2.3	29628.1	1.3	3996.9	0.2	24514.1	1.1	28510.9	1.3	7993.8	0.4	20517.2	0.9	6.1	0.2	
Selva Secundaria	67043.8	3.0	67401.6	3.0	21945.3	1.0	21587.5	1.0	43532.8	2.0	43175.0	1.9	357.8	0.0	1.0	1.0	
Cultivo	1065637.5	47.8	1060190.6	47.6	144142.2	6.5	149589.1	6.7	293731.3	13.2	288284.4	12.9	5446.9	0.2	1.0	1.0	
Matorral Primario	1225.0	0.1	2715.6	0.1	1585.9	0.1	95.3	0.0	1681.3	0.1	190.6	0.0	1490.6	0.1	0.1	16.6	
Matorral Secundario	11351.6	0.5	11864.1	0.5	5879.7	0.3	5367.2	0.2	11246.9	0.5	10734.4	0.5	512.5	0.0	0.9	1.1	
Pastizal	307420.3	13.8	336151.6	15.1	121328.1	5.4	92596.9	4.2	213925.0	9.6	185193.8	8.3	28731.3	1.3	0.8	1.3	
Asentamiento Humano	63676.6	2.9	84293.8	3.8	24050.0	1.1	3432.8	0.2	27482.8	1.2	6865.6	0.3	20617.2	0.9	0.1	7.0	
Cuerpo de Agua	13418.8	0.6	14559.4	0.7	3375.0	0.2	2234.4	0.1	5609.4	0.3	4468.8	0.2	1140.6	0.1	0.7	1.5	
Otros Tipos de Veg.	24134.4	1.1	24545.3	1.1	1521.9	0.1	1110.9	0.0	2632.8	0.1	2221.9	0.1	410.9	0.0	0.7	1.4	
Total	2227493.8	100.0	2227493.8	100.0	496479.7	22.3	496479.7	22.3	496479.7	22.3	369862.5	16.6	126617.2	5.7			

Las áreas de cultivo tenían un 47,84%, que era casi la mitad del territorio estatal, las zonas de pastizal cubrían un 13,80% y los asentamientos humanos alcanzaban un 2,86%. (Figura 3.3a). Para el año 2000 el bosque primario había perdido el 4,52% de su superficie, mientras que la del bosque secundario aumentó un 3,29%. Por su parte los cultivos sufrieron una pérdida de 0,24% de su superficie, mientras que los pastizales y asentamientos humanos se expandieron en 1,29% y 0,93% respectivamente. En el mismo lapso, la selva primaria perdió 0,92% de superficie y la selva secundaria ganó 0,02% (Figura 3.3b).

Los resultados obtenidos en este nivel revelan que el cambio total en el Estado fue de 496.479,69 ha (22,29 %), de las cuales 369.862,50 ha (16,60 %) corresponden a un intercambio entre categorías y sólo 126.617,19 ha (5,68 %) a un cambio neto. Como puede observarse en estos datos las categorías de bosque primario y selva primaria sufrieron una reducción de sus áreas, mientras que el bosque secundario y la selva secundaria la aumentaron.

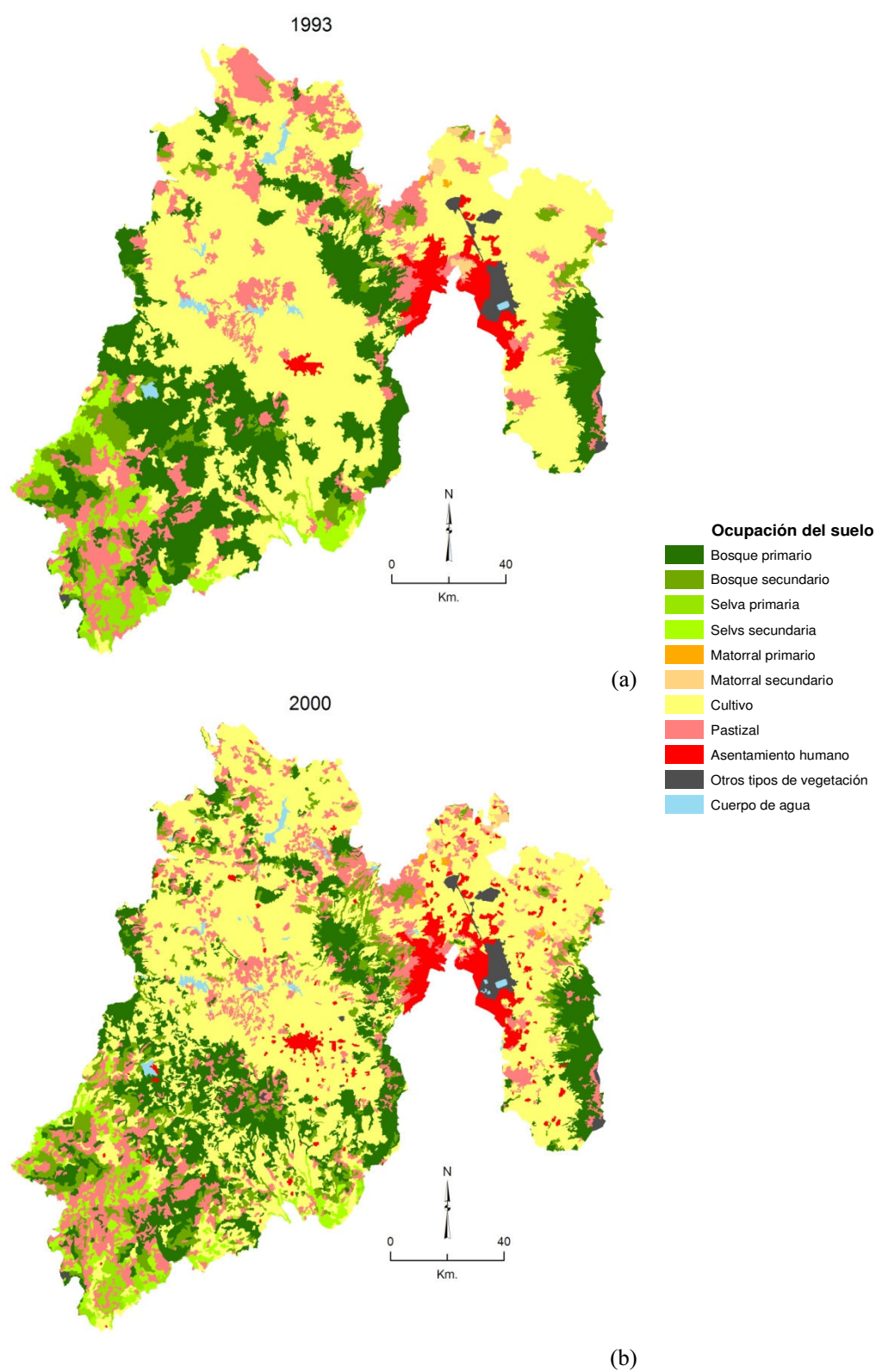


Figura 3.3 Ocupación del suelo en 1993 (a) y 2000 (b) a nivel de subformación
Fuente: INE (2002)

En cuanto a los cambios en términos de ganancias y pérdidas, es evidente que los bosques primarios son los principales “perdedores”, con un 7,08%. Por otro lado, las categorías “ganadoras” son los cultivos (6,47%) y el pastizal (5,45%). Con estos datos podría afirmarse que la pérdida de bosque primario ocurrió a costa de estas categorías, pero si analizamos los datos de manera pormenorizada nos daremos cuenta que no es así. Si se consideran los intercambios, son las zonas de cultivo y el pastizal las que tuvieron valores más altos, seguidos del bosque primario y secundario.

Por otra parte, el mayor porcentaje de cambio neto pertenece al bosque primario (4,52%), que en términos absolutos corresponde a 100.623 ha y al bosque secundario (3,29%), que en valores absolutos son 73.356 ha (Figura 3.4).

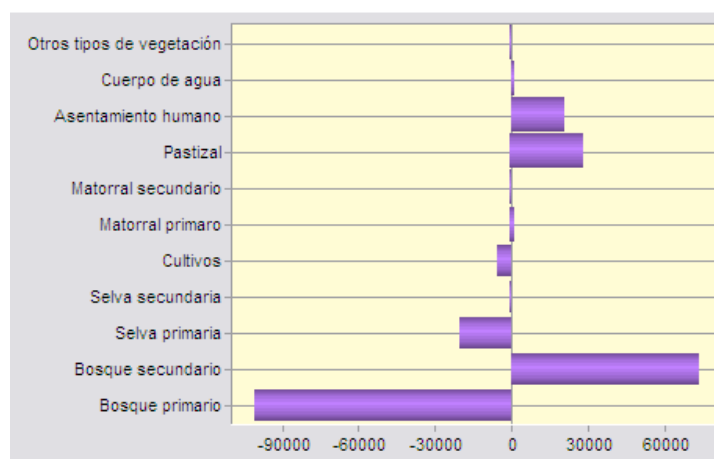


Figura 3.4. Cambios netos a nivel de subformación en el período 1993-2000.

Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

Si se analizan los cambios netos por categoría se obtiene una buena imagen de la dinámica presentada en la zona de estudio. Se observa que los bosques y selva primarios se transformaron a bosques y selva secundarios. Este proceso de alteración de estas categorías es importante, aunque también se detectaron procesos de deforestación, es decir, la conversión de bosques y selvas primarias a pastizales y cultivos principalmente (Figura 3.5a y 3.5b).

Las pérdidas y ganancias netas de los cultivos muestran que el crecimiento de la superficie agrícola fue principalmente a costa del pastizal, seguido de los bosques primarios (Figura 3.5c). Se aprecia de igual forma un proceso de conversión de cultivos

a bosques secundarios, esta recuperación posiblemente ocurrió debido a la emigración campesina que existe en algunas zonas de la región y su consecuente abandono de las tierras de cultivo (Zepeda, 1994).

Los resultados muestran que el crecimiento de las áreas de pastizal se produjo a costa de los bosques y selva primarios y secundarios (Figura 3.5d). En el caso de la superficie “ganada” a la selva en el sur del Estado es posible que este fenómeno se debiera a la apertura y desarrollo de áreas dedicadas a la ganadería extensiva. Casas y Aguilar (2005) consideran diversos factores que provocan esta situación, entre los que sobresale la roza, tumba y quema para abrir espacios agrícolas y ganaderos

Asimismo el aumento de superficie que tuvieron los asentamientos humanos en el período de estudio se dio casi en su totalidad a expensas de las zonas de cultivos (Figura 3.5e). Por ejemplo, la expansión urbana del área metropolitana del valle de Toluca ha propiciado la reducción de una de las regiones agrícolas más productivas del país (Morales, *et al.*, 2008). El modelo se repite en la zona metropolitana del valle de México con asentamientos informales hacia el oriente de la ciudad de México, que implicó no sólo una ampliación de la zona urbana, sino la reconfiguración de los espacios agrícolas (Aguilar, 2002).

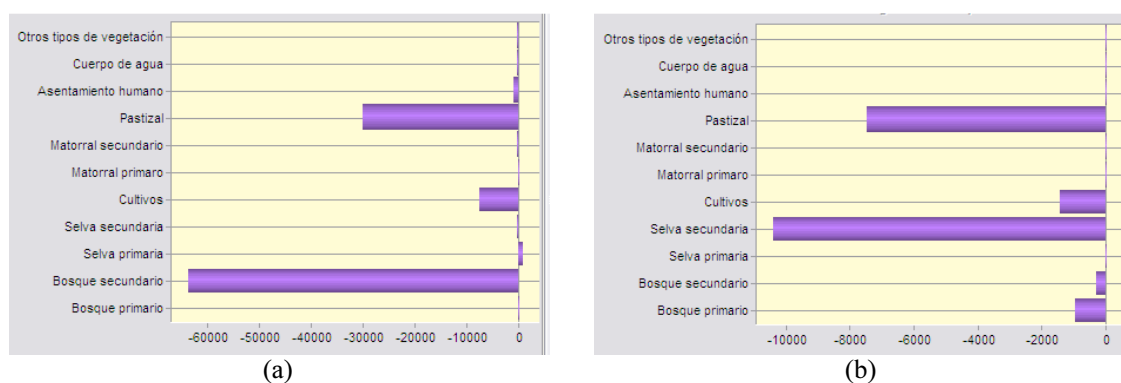


Figura 3.5. Pérdidas y ganancias netas a nivel de subformación de bosque primario (a), selva primaria (b).

Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

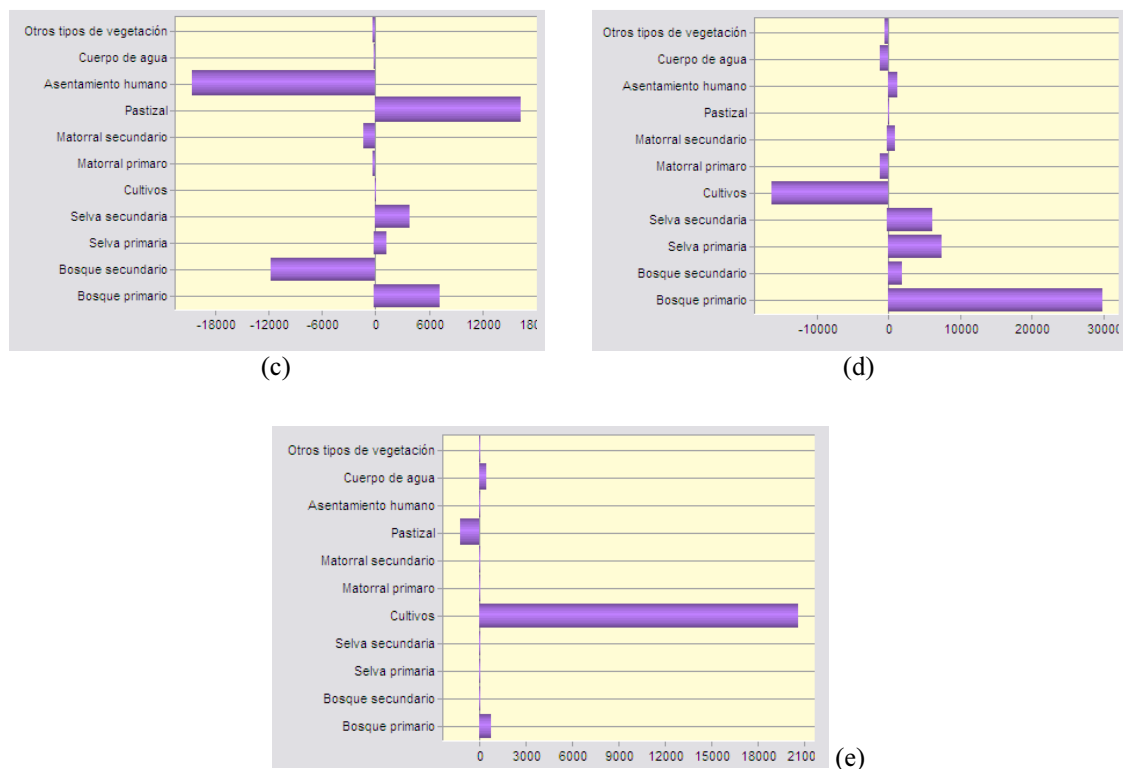


Figura 3.5. (...continuación)- Pérdidas y ganancias netas a nivel de subformación de cultivos (c), pastizal (d) y asentamientos humanos (e).

Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

Por otro lado, la distribución espacial de los principales cambios que presentan los bosques primarios nos muestra que la mayor parte de sus transformaciones han ocurrido en las zonas de montaña, destacando las zonas al noreste del valle de Toluca, en la denominada Sierra de las Cruces, en donde se presentan importantes cambios de bosques primarios a bosques secundarios (Figura 3.6 cuadro A).

Resalta también la deforestación que se presenta en los municipios colindantes con el Estado de Michoacán (Figura 3.6 cuadro B), especialmente la zona donde se ubican los santuarios de la mariposa monarca, región que ha sido deforestada para abrir nuevas áreas de cultivo (Ramírez y Zubieta, 2005).

Finalmente se aprecia como en la región montañosa del sur Estado, principalmente en la Sierra de la Goleta y en la Sierra de Nanchititla, presenta áreas importantes de bosque primario que ha sido transformado a pastizales, así como en las laderas de la Sierra de las Cruces y la vertiente occidental de los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepétl (Figura 3.6 cuadro C).

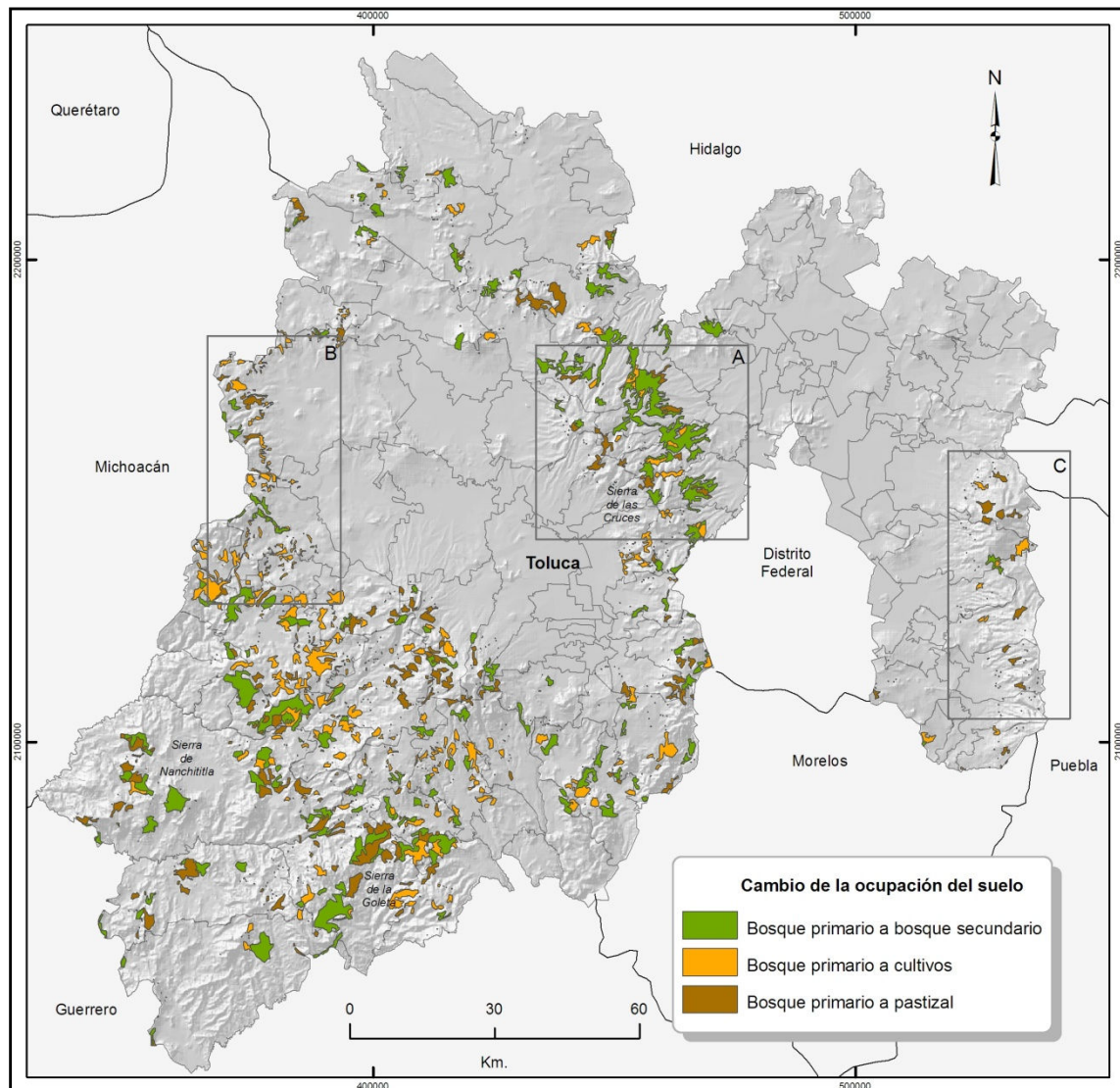


Figura 3.6 Principales cambios ocurridos a los bosques primarios a nivel de subformación entre 1993-2000.

Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

Por otra parte, los índices de Braimoh (2006) indican que la mayoría de las categorías a nivel de subformación tendieron a persistir más que a ganar o perder, las excepciones son el bosque secundario y el matorral primario, que tienen un índice de ganancia-persistencia (G_p) mayor a uno, lo cual indica que tienden a ganar más que a persistir. Por su parte la selva primaria según su índice de pérdida-persistencia (L_p) tiende a perder más que a persistir, no así las demás categorías que presentan valores menores a 1 (Tabla 3.4).

El valor más alto del índice de persistencia lo tiene la categoría de cultivo, lo que indica que el 41,1% del territorio estatal que tenía esta ocupación en 1993 permaneció igual en el año 2000, al igual que el 15,8% de bosques primarios, el 9,6% de pastizales, el 3,4 de bosques secundarios y el 2,7 de asentamientos humanos.

Por su parte el bosque primario y la selva primaria muestran valores negativos en el índice de cambio neto-persistencia (np) lo que significa que estas categorías tendían a perder más que a ganar en función de su persistencia.

Tabla 3.4 Índices de persistencia a nivel de subformación 1993-2000 (%)

	Persistencia	G_p	L_p	np
Bosque Primario	15.8	0.2	0.4	-0.3
Bosque Secundario	3.4	1.5	0.5	1.0
Selva Primaria	1.2	0.2	1.0	-0.8
Selva Secundaria	2.0	0.5	0.5	0.0
Cultivo	41.1	0.2	0.2	0.0
Matorral Primario	0.1	1.4	0.1	1.3
Matorral Secundario	0.3	1.0	0.9	0.1
Pastizal	9.6	0.6	0.4	0.1
Asentamiento Humano	2.7	0.4	0.1	0.3
Cuerpo de Agua	0.5	0.3	0.2	0.1
Otros Tipo de Vegetación	1.0	0.1	0.0	0.0

Los resultados obtenidos en este nivel ofrecen un panorama general de la dinámica del uso y ocupación del suelo de la entidad, pero no ofrece detalles para entender la dinámica que se presenta al interior de la categoría de bosques. Por ello, fue necesario analizar a nivel de tipo de vegetación para poder comprender mejor los cambios ocurridos en las diferentes categorías del suelo.

3.5.2 Análisis de la dinámica de los cambios a nivel de tipo de vegetación

En este nivel se analizaron 19 categorías de ocupación del suelo de 1993 y 2000. El cruce entre estos dos mapas permitió conocer y obtener a mayor detalle las ganancias, pérdidas, cambio total, cambio neto y los intercambios de cada una de estas categorías.

De acuerdo con la Tabla 3.5, las categorías “perdedoras” son la agricultura de temporal y el pastizal, seguidos del bosque mixto primario y del bosque de latifoliadas primario. Sin embargo, el cambio neto de estos últimos fue mayor, tal y como lo demuestran los valores de la fila correspondiente.

Por su parte las categorías “ganadoras” son nuevamente la agricultura de temporal y el pastizal y a continuación el bosque de latifoliadas secundario y el bosque mixto secundario. Nuevamente estas dos últimas categorías superan en cambio neto a las dos primeras, por lo que se confirma que si bien la agricultura de temporal y el pastizal son las categorías que más cambiaron en términos absolutos (279.690.63 ha y 213.925,0 ha respectivamente), la mayor parte se debe a intercambios con otras categorías.

Tabla 3.5 Resumen de los cambios a nivel de tipo de vegetación (hectáreas y porcentaje)

	Ganancias		Pérdidas		Cambio total		Intercambio		Cambio neto		Relación	
	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	P/G	G/P
Bosque de coníferas primario	19545.31	0.88	33129.69	1.49	52675.00	2.36	39090.63	1.75	13584.38	0.61	1.7	0.6
Bosque de coníferas secundario	20137.50	0.90	4643.75	0.21	24781.25	1.11	9287.50	0.42	15493.75	0.70	0.2	4.3
Bosque de latifoliadas primario	19406.25	0.87	61200.00	2.75	80606.25	3.62	38812.50	1.74	41793.75	1.88	3.2	0.3
Bosque de latifoliadas secundario	52078.13	2.34	20581.25	0.92	72659.38	3.26	41162.50	1.85	31496.88	1.41	0.4	2.5
Bosque mixto primario	28078.13	1.26	76553.13	3.44	104631.25	4.70	56156.25	2.52	48475.00	2.18	2.7	0.4
Bosque mixto secundario	39992.19	1.80	13626.56	0.61	53618.75	2.41	27253.13	1.22	26365.63	1.18	0.3	2.9
Bosque mesófilo de montaña	5742.19	0.26	2542.19	0.11	8284.38	0.37	5084.38	0.23	3200.00	0.14	0.4	2.3
Selva baja caducifolia primaria	3996.88	0.18	24514.06	1.10	28510.94	1.28	7993.75	0.36	20517.19	0.92	6.1	0.2
Selva baja caducifolia secundaria	21945.31	0.99	21587.50	0.97	43532.81	1.95	43175.00	1.94	357.81	0.02	1.0	1.0
Matorral xerófilo primario	1585.94	0.07	95.31	0.00	1681.25	0.08	190.63	0.01	1490.63	0.07	0.1	16.6
Matorral xerófilo secundario	5879.69	0.26	5367.19	0.24	11246.88	0.50	10734.38	0.48	512.50	0.02	0.9	1.1
Pastizal	121328.13	5.45	92596.88	4.16	213925.00	9.60	185193.75	8.31	28731.25	1.29	0.8	1.3
Otro tipo de vegetación	659.38	0.03	1403.13	0.06	2062.50	0.09	1318.75	0.06	743.75	0.03	2.1	0.5
Área sin vegetación aparente	1326.56	0.06	171.88	0.01	1498.44	0.07	343.75	0.02	1154.69	0.05	0.1	7.7
Agricultura de riego	44262.50	1.99	32371.88	1.45	76634.38	3.44	64743.75	2.91	11890.63	0.53	0.7	1.4
Agricultura de temporal	130423.44	5.86	149267.19	6.70	279690.63	12.56	260846.88	11.71	18843.75	0.85	1.1	0.9
Cuerpo de agua	3375.00	0.15	2234.38	0.10	5609.38	0.25	4468.75	0.20	1140.63	0.05	0.7	1.5
Plantación forestal	1956.25	0.09	450.00	0.02	2406.25	0.11	900.00	0.04	1506.25	0.07	0.2	4.3
Asentamientos humanos	24050.00	1.08	3432.81	0.15	27482.81	1.23	6865.63	0.31	20617.19	0.93	0.1	7.0
Total	545768.75	24.50	545768.75	24.50	545768.75	24.50	401810.94	18.04	143957.81	6.46		

Si sólo se analiza el cambio neto por categoría se nota claramente una tendencia a perder de todos los bosques primarios y de la selva primaria, mientras que los bosques secundarios y la selva secundaria tienden a ganar superficie junto con el pastizal y los asentamientos humanos. La Figura 3.7 presenta el cambio neto de cada una de las 19 categorías de la zona de estudio entre 1993 y 2000.

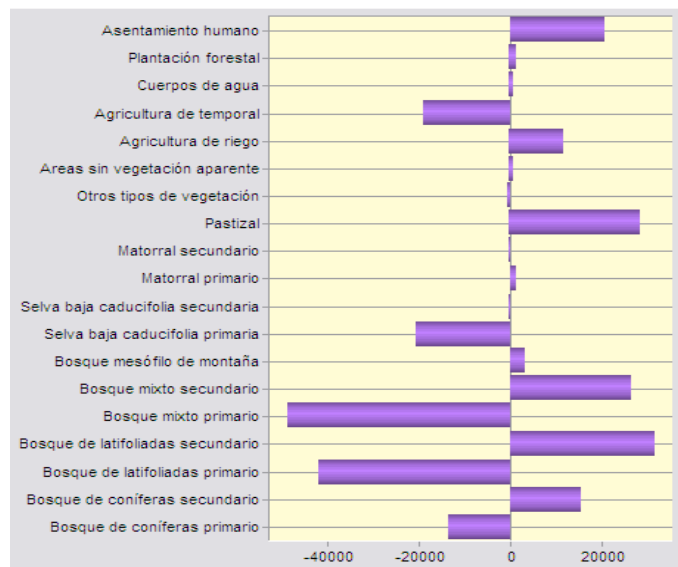


Figura 3.7 Cambio neto en hectáreas entre 1993-2000 a nivel de tipo de vegetación.
Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

Estos patrones indican procesos preocupantes de alteración y deforestación en los bosques y selvas del Estado de México y otros más sostenibles como la recuperación y la revegetación. Para tener una mejor aproximación es necesario examinar hacia qué categorías se han producido las pérdidas más importantes y a costa de cuales otras se han producido las ganancias.

La categoría que ha sufrido las mayores pérdidas netas es la del bosque mixto primario ya que durante el período de estudio 26.753 ha fueron transformadas a bosque mixto secundario, mientras que 9.778 ha se convirtieron a zonas de agricultura de temporal (Figura 3.8a), en el primer caso presenta un proceso de alteración y en el segundo de deforestación. Por su parte los datos de la selva baja caducifolia muestran que 10.384 ha han sido alteradas y han pasado a ser selva baja caducifolia secundaria, mientras que 7.473 ha se perdieron totalmente y pasaron a ser pastizales, mientras que 1.423 ha de selvas primarias fueron deforestadas para ocuparse en actividades agrícolas de temporal (Figura 3.8b).

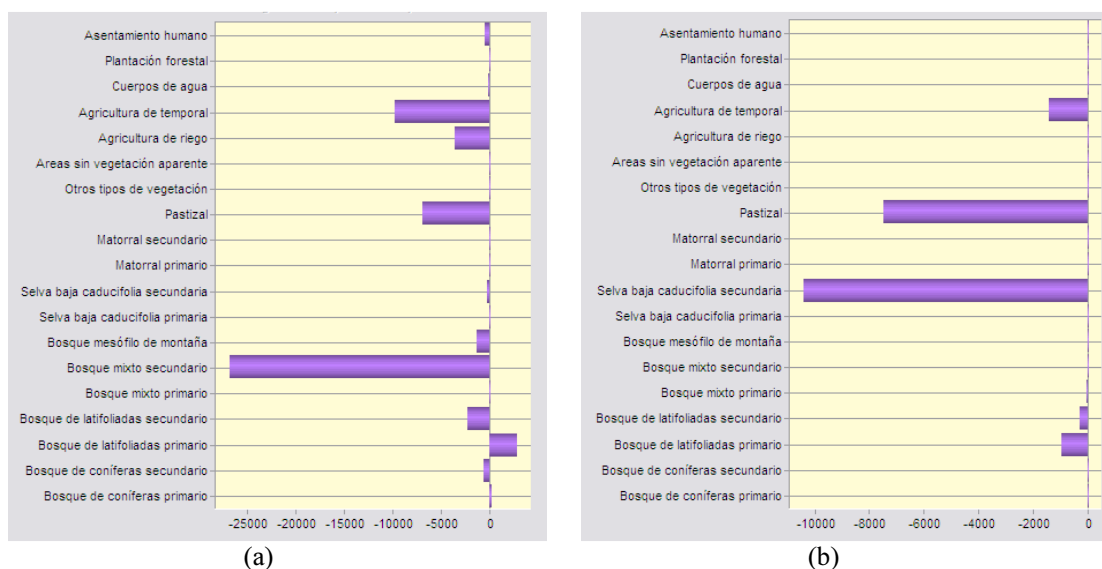


Figura 3.8. Pérdidas y ganancias netas del bosque mixto primario y de la selva baja caducifolia primaria a nivel de tipo de vegetación.

Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

En cuanto al pastizal observamos que la ganancia en superficie de esta categoría fue a costa de los bosques y selva principalmente (Figura 3.9a). Esta pérdida de superficie forestal y aumento de pastizales fortalece el planteamiento de que el aumento de estas superficies, en algunas zonas del Estado, se debe a una transición hacia actividades pecuarias extensivas.

Por otro lado, los datos revelan que el crecimiento de las zonas agrícolas de temporal se da en gran medida a expensas del pastizal y del bosque mixto primario (Figura 3.9b). Esto demuestra que el avance de la superficie agrícola en el Estado de México no sólo se debe a la pérdida de bosques y selvas, sino también a la conversión de las zonas de pastizales. Se observa que una cantidad importante de las pérdidas que presentaron las zonas agrícolas de temporal han contribuido al crecimiento de los asentamientos humanos. Esta cifra corresponde a casi la totalidad del crecimiento urbano en el período de estudio.

Esta forma de analizar la matriz de cambios permite distinguir claramente un cambio neto de un cambio total, ya que este último oculta de cierta manera los intercambios que se dan entre categorías. En este caso, durante el período de estudio y a nivel de tipo de vegetación, el cambio total que sufrió el Estado de México corresponde

a 545.768,75 ha. De este cambio 401.810,94 ha corresponden a intercambios entre categorías y 143 957,81 ha son consideradas cambios netos.

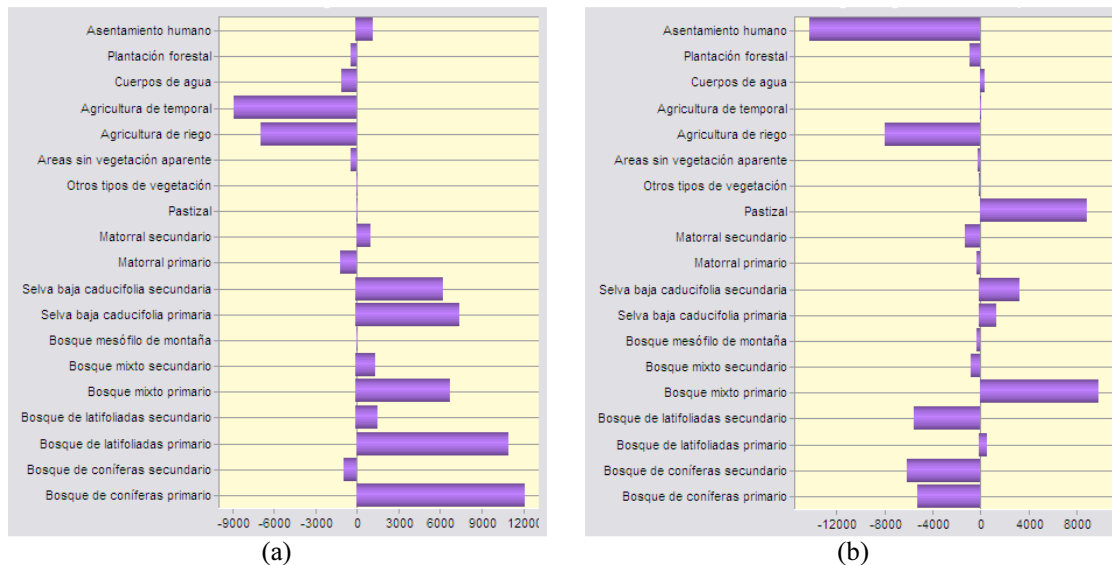


Figura 3.9 Pérdidas y ganancias netas del pastizal (a) y de la agricultura de temporal (b) a nivel de subformación

Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

Los cambios que se observan en la Figura 3.10 presentan los procesos de recuperación que han tenido algunas zonas boscosas del Estado, en especial el bosque de coníferas. Aunque es evidente que se pierde más de lo que se gana, existen zonas de agricultura de temporal que se abandonaron y sufrieron un proceso de conversión a bosques, sobre todo secundarios, que es el primer paso a la recuperación total. Por otro lado, se observa como en los municipios ubicados al norte y este del valle de México el crecimiento de los asentamientos humanos se da a costa de las superficies agrícolas de riego. Igualmente es interesante la conversión de áreas agrícolas de temporal a áreas agrícolas de riego, sobre todo en los municipios del norte del Estado.

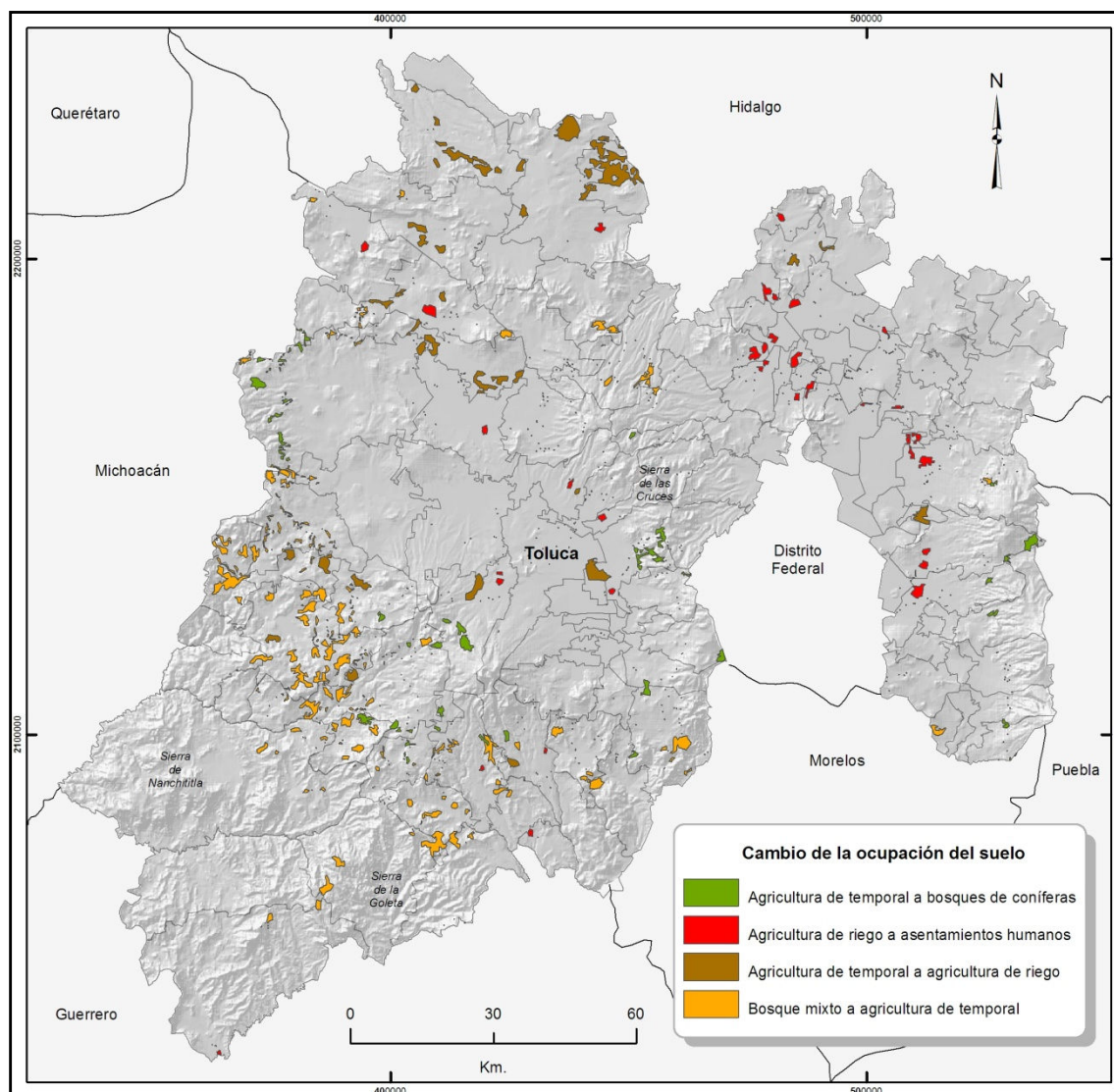


Figura 3.10 Cambios de ocupación del suelo a nivel de tipo de vegetación.
Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000.

Por otra parte, y al igual que en el nivel anterior, los índices de Braimoh (2006) permitieron conocer la vulnerabilidad que tienen las categorías a sufrir una transición de pérdida o ganancia de acuerdo a su persistencia.

Como puede observarse en la Tabla 3.6 gran parte de las categorías en este nivel son propensas a persistir más que a perder o a ganar, lo que es muy común en la mayoría de los estudios de cambio de uso del suelo. Los bosques secundarios tienen un índice de ganancia-persistencia (G_p) mayor a 1, que indica una clara tendencia a ganar más que a persistir. Destacan el bosque de coníferas secundario y el bosque mixto

secundario que tienen índices de 1,9 y 2,4 respectivamente. Es interesante observar como el matorral xerófilo primario tiende a ganar más que a perder (1,4), lo mismo sucede con las plantaciones forestales, lo cual se puede considerar positivo en un modelo más sostenible. El índice de pérdida-persistencia (L_p) muestra que sólo la selva baja primaria (1,0) y el bosque de latifoliadas primario (1,1) tendieron ligeramente a perder más que ganar.

En el índice de cambio neto-persistencia (n_p), los bosques primarios y la selva primaria, muestran valores negativos lo que significa que estas categorías tienden más a perder que a ganar en función de su persistencia.

Tabla 3.6 Índices de persistencia a nivel de tipo de vegetación 1993-2000 (%)

	Persistencia	G_p	L_p	n_p
Bosque de coníferas primario	6.8	0.1	0.2	-0.1
Bosque de coníferas secundario	0.5	1.9	0.4	1.5
Bosque de latifoliadas primario	2.5	0.3	1.1	-0.7
Bosque de latifoliadas secundario	2.1	1.1	0.4	0.7
Bosque mixto primario	5.5	0.2	0.6	-0.4
Bosque mixto secundario	0.8	2.4	0.8	1.6
Bosque mesófilo de montaña	0.3	0.9	0.4	0.5
Selva baja caducifolia primaria	1.2	0.2	1.0	-0.8
Selva baja caducifolia secundaria	2.0	0.5	0.5	0.0
Matorral xerófilo primario	0.1	1.4	0.1	1.3
Matorral xerófilo secundario	0.3	1.0	0.9	0.1
Pastizal	9.6	0.6	0.4	0.1
Otro tipo de vegetación	0.6	0.0	0.1	-0.1
Área sin vegetación aparente	0.4	0.1	0.0	0.1
Agricultura de riego	9.8	0.2	0.1	0.1
Agricultura de temporal	29.8	0.2	0.2	0.0
Cuerpo de agua	0.5	0.3	0.2	0.1
Plantación forestal	0.1	1.1	0.3	0.9
Asentamientos humanos	2.7	0.4	0.1	0.3

3.5.3. Análisis de las transiciones sistemáticas

Utilizando los resultados de la tabulación cruzada (Tabla 3.7) y el modelo de Velázquez (ver Figura 3.2), se identificaron los procesos de deforestación, alteración y otros tipos de alteración para las transiciones en términos de pérdidas y de recuperación y revegetación para las transiciones en términos de ganancias. Se consideraron sólo las transiciones mayores a 1 y que tuvieran signo positivo, las demás transiciones fueron consideradas como transiciones aleatorias.

En la Tabla 3.8 se muestran las transiciones sistemáticas que se obtuvieron en términos de pérdidas, cuatro son consideradas procesos de alteración de categorías primarias, cuatro son procesos de deforestación de bosques y selvas y tres son evaluadas como otros tipos de alteración.

Los bosques primarios del Estado de México durante el período de estudio fueron alterados significativamente a bosques secundarios en 60.932,48 ha más a lo esperado. De estos sobresale el bosque de coníferas primario con una tasa de pérdida de casi 16 veces más a lo previsto. Es significativo también el caso de la selva baja caducifolia primaria, la cual ha sido alterada a selva baja caducifolia secundaria en 17 veces más a lo esperado.

Las transiciones sistemáticas que representan procesos de deforestación son las siguientes: el pastizal remplazó al bosque de coníferas primario y al bosque de latifoliadas primario 1,5 y 1,3 veces más a lo esperado. De igual forma el propio pastizal aumentó su extensión a costa de la deforestación de la selva baja caducifolia primaria y secundaria en 11.510,03 ha más a lo esperado, es decir tasas de pérdida de 1,1 y 2,1 mayor a lo que se esperaba respectivamente. Es significativo que la deforestación que presentan los bosques y selva se deba a la ampliación de espacios para el pastizal, algunos trabajos a nivel local sugieren que la pérdida de estas cubiertas vegetales se debe principalmente a la apertura de áreas de actividad pecuaria (Franco *et al.*, 2006a)

Existen otros tipos de alteración como el que presenta el matorral xerófilo secundario que ha pasado a pastizal en 1.145,07 ha más de lo esperado. Mientras que la categoría denominada otros tipos de vegetación pierden 67,7 veces más a lo esperado a favor de las áreas sin vegetación aparente y 2,7 veces más a favor de la agricultura de riego.

La Tabla 3.9 muestra las transiciones sistemáticas que se calcularon en términos de ganancias, cuatro de estas transiciones son consideradas recuperación y tres son procesos de revegetación. Es interesante observar el proceso de recuperación que se presentó en las categorías de bosques templados primarios, ya que es evidente que las mayores ganancias de estas coberturas provienen de su símil secundario. Destaca el bosque de coníferas primario, el cual reemplazó al bosque de coníferas secundario en una magnitud 8 veces más a lo esperado.

Por su parte la selva baja caducifolia primaria reemplazó a la selva baja caducifolia secundaria en casi 25 veces más a lo previsto. Los resultados anteriores muestran una importante recuperación de los bosques y selva primarios en el período estudiado, aunque las tasas son menores a las presentadas en los procesos de pérdidas, no dejan de ser significativas. Asimismo, la revegetación del matorral xerófilo proviene del pastizal en una magnitud 3,6 veces mayor a la esperada, así como la que aporta la agricultura de riego a los otros tipos de vegetación en una tasa 5,6 veces mayor lo esperado.

Tabla 3.7. Tabulación cruzada a nivel de tipo de vegetación 1993-2000 (Ha)

1993	2000																			Total 1993	Pérdidas	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19			
1	150607,81	8271,88	115,63	625,00	1246,88	209,38	804,69	0,00	0,00	0,00	0,00	13.617,19	0,00	103,13	165,63	7946,88	0,00	1,56	21,88	183737,50	33129,69	
2	1292,19	10376,56	79,69	39,06	348,44	0,00	0,00	0,00	17,19	0,00	0,00	531,25	0,00	0,00	9,38	2048,44	0,00	273,44	4,69	15020,31	4643,75	
3	1637,50	378,13	56617,19	29671,88	4610,94	396,88	1739,06	4,69	593,75	0,00	0,00	14567,19	1,56	0,00	6,25	7256,25	0,00	0,00	335,94	117817,19	61200,00	
4	695,31	401,56	3932,81	47239,06	948,44	153,13	0,00	4,69	25,00	0,00	981,25	7343,75	0,00	0,00	439,06	5528,13	1,56	126,56	0,00	67820,31	20581,25	
5	971,88	854,69	1753,13	3140,63	122814,06	28404,69	2081,25	0,00	225,00	0,00	0,00	9043,75	0,00	0,00	3668,75	25876,56	125,00	0,00	407,81	199367,19	76553,13	
6	4,69	0,00	9,38	3,13	1651,56	16957,81	1,56	0,00	587,50	0,00	0,00	3253,13	0,00	0,00	860,94	7251,56	3,13	0,00	0,00	30584,38	13626,56	
7	6,25	0,00	0,00	0,00	760,94	564,06	6551,56	0,00	0,00	0,00	0,00	4,69	0,00	0,00	396,88	809,38	0,00	0,00	0,00	9093,75	2542,19	
8	0,00	0,00	956,25	289,06	3,13	0,00	0,00	25631,25	13560,94	0,00	0,00	8034,38	0,00	0,00	1,56	1668,75	0,00	0,00	0,00	50145,31	24514,06	
9	221,88	503,13	389,06	285,94	3,13	10,94	0,00	3176,56	45456,25	0,00	0,00	10584,38	0,00	0,00	421,88	5990,63	0,00	0,00	0,00	67043,75	21587,50	
10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1129,69	93,75	1,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1225,00	95,31	
11	0,00	0,00	323,44	523,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5984,38	1959,38	0,00	0,00	3,13	2515,63	0,00	0,00	4,69	11351,56	5367,19	
12	1529,69	1528,13	3618,75	5775,00	2223,44	1854,69	0,00	560,94	4300,00	1181,25	945,31	214823,44	0,00	478,13	16751,56	49640,63	1179,69	479,69	550,00	307420,31	92596,88	
13	0,00	0,00	0,00	1,56	0,00	0,00	0,00	3,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13528,13	451,56	615,63	14,06	300,00	0,00	17,19	14931,25	1403,13
14	4,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,38	12,50	9031,25	6,25	0,00	125,00	0,00	14,06	9203,13	171,88	
15	9,38	54,69	1585,94	671,88	173,44	328,13	12,50	1,56	29,69	0,00	0,00	9782,81	496,88	6,25	217564,06	11671,88	504,69	0,00	7042,19	249935,94	32371,88	
16	13170,31	8145,31	6642,19	11043,75	16098,44	8068,75	1103,13	245,31	2606,25	367,19	3859,38	40789,06	148,44	276,56	19648,44	664273,44	803,13	1070,31	15181,25	813540,63	149267,19	
17	0,00	0,00	0,00	0,00	9,38	1,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	1,56	600,00	1128,13	11184,38	0,00	468,75	13418,75	2234,38	
18	1,56	0,00	0,00	1,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13	0,00	0,00	0,00	109,38	332,81	1710,94	1,56	2160,94	450,00	
19	0,00	0,00	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1778,13	0,00	9,38	667,19	967,19	0,00	4,69	60243,75	63676,56	3432,81	
Total 2000	170153,13	30514,06	76023,44	99317,19	150892,19	56950,00	12293,75	29628,13	67401,56	2715,63	11864,06	336151,56	14187,50	10357,81	261826,56	794696,88	14559,38	3667,19	84293,75	2227493,75	545768,75	
Ganancias	19545,31	20137,50	19406,25	52078,13	28078,13	39992,19	5742,19	3996,88	21945,31	1585,94	5879,69	121328,13	659,38	1326,56	44262,50	130423,44	3375,00	1956,25	24050,00	545768,75		

Ocupación y uso del suelo

- 1 Bosque de coníferas primario
- 2 Bosque de coníferas secundario
- 3 Bosque de latifoliadas primario
- 4 Bosque de latifoliadas secundario
- 5 Bosque mixto primario

- 6 Bosque mixto secundario
- 7 Bosque mesófilo de montaña
- 8 Selva baja caducifolia primaria
- 9 Selva baja caducifolia secundaria
- 10 Matorral xerófilo primario

- 11 Matorral xerófilo secundario
- 12 Pastizal
- 13 Otro tipo de vegetación
- 14 Área sin vegetación aparente
- 15 Agricultura de riego

- 16 Agricultura de temporal
- 17 Cuerpo de agua
- 18 Plantación forestal
- 19 Asentamientos humanos

Tipo de proceso

- Deforestación
- Alteración
- Recuperación
- Revegetación
- Otros tipos de alteración
- Cambio poco probable

Tabla 3.8 Transiciones sistemáticas en términos de pérdidas

Transición sistemática	Pérdida observada	Pérdida esperada	Tasa de pérdida	Tipo de proceso	Interpretación
Bosque de coníferas primario en 1993 y bosque de coníferas secundario en 2000.	8,271.88	491.37	15.83	Alteración	Cuando el bosque de coníferas primario pierde lo sustituye el bosque de coníferas secundario en 7.780,50 ha más a las esperadas.
Bosque de coníferas primario en 1993 y pastizal en 2000.	13,617.19	5,413.10	1.52	Deforestación	Cuando el bosque de coníferas primario pierde lo sustituye el pastizal en 8.204,08 ha más a las esperadas.
Bosque de latifoliadas primario en 1993 y bosque de latifoliadas secundario en 2000.	29,671.88	2,825.14	9.50	Alteración	Cuando el bosque de la latifoliadas primario pierde lo sustituye el bosque de latifoliadas secundario en 26.846,73 ha más a las esperadas.
bosque de latifoliadas secundario en 1993 y pastizal en 2000.	7,343.75	3,250.87	1.26	Deforestación	Cuando el bosque de la latifoliadas secundario pierde lo sustituye el pastizal en 4.092,88 ha más a las esperadas.
Bosque mixto primario en 1993 y bosque mixto secundario en 2000.	28,404.69	2,099.44	12.53	Alteración	Cuando el bosque mixto primario pierde lo sustituye el bosque mixto secundario en 26.305,25 ha más a las esperadas.
Selva baja caducifolia primaria en 1993 y Selva baja caducifolia secundaria en 2000.	13,560.94	751.77	17.04	Alteración	Cuando la selva baja caducifolia primaria pierde lo sustituye la selva baja caducifolia secundaria en 12.809,17 ha más a las esperadas.
Selva baja caducifolia primaria en 1993 y pastizal en 2000.	8,034.38	3,749.29	1.14	Deforestación	Cuando la selva baja caducifolia primaria pierde lo sustituye el pastizal en 4.285,08 ha más a las esperadas.
Selva baja caducifolia secundaria en 1993 y pastizal en 2000.	10,584.38	3,359.43	2.15	Deforestación	Cuando la selva baja caducifolia secundaria pierde lo sustituye el pastizal en 7.224,95 ha más a las esperadas.
Matorral xerófilo secundario en 1993 y pastizal en 2000.	1,959.38	814.30	1.41	Otros tipos de alteración	Cuando el matorral xerófilo secundario pierde lo sustituye el pastizal en 1.145,07 ha más a las esperadas.
Otros tipos de vegetación en 1993 y áreas sin vegetación aparente en 2000.	451.56	6.57	67.77	Otros tipos de alteración	Cuando otros tipos de vegetación pierden son sustituidos por las áreas sin vegetación aparente en 445,03 ha más a las esperadas.
Otros tipos de vegetación en 1993 y agricultura de riego en 2000.	615.63	165.98	2.71	Otros tipos de alteración	Cuando otros tipos de vegetación pierden son sustituidos por la agricultura de riego en 449,64 ha más a las esperadas.

Tabla 3.9 Transiciones sistemáticas más significativas en términos de ganancias

Transición sistemática	Ganancia observada	Ganancia esperada	Tasa de ganancia	Tipo de proceso	Interpretación
Bosque de coníferas secundario en 1993 y bosque de coníferas primario en 2000.	1,292.19	143.65	8.00	Recuperación	Cuando el bosque de coníferas primario gana reemplaza al bosque de coníferas secundario en 1.148,5 ha más a las esperadas.
Bosque de latifoliadas secundario en 1993 y bosque de latifoliadas primario en 2000.	3,932.81	623.86	5.30	Recuperación	Cuando el bosque de latifoliadas primario gana reemplaza al bosque de latifoliadas secundario 3.308,8 ha más a las esperadas.
Bosque mixto secundario en 1993 y bosque mixto primario en 2000.	1,651.56	423.42	2.90	Recuperación	Cuando el bosque mixto primario gana reemplaza al bosque mixto secundario en 1.228,14 ha más a las esperadas.
Selva baja caducifolia secundaria en 1993 y Selva baja caducifolia primaria en 2000.	3,176.56	123.07	24.80	Recuperación	Cuando la selva baja caducifolia primaria gana reemplaza a la selva baja caducifolia secundaria en 3.053,4 ha más a las esperadas.
Pastizal en 1993 y matorral xerófilo primario en 2000.	1,181.25	219.00	4.30	Revegetación	Cuando el matorral xerófilo primario gana reemplaza a pastizal en 962,2 ha más a las esperadas.
Áreas sin vegetación aparente en 1993 y otro tipo de vegetación en 2000.	12.50	2.74	3.56	Revegetación	Cuando otros tipos de vegetación ganan reemplaza a las áreas sin vegetación en 9,76 ha más a las esperadas.
Agricultura de riego en 1993 y otros tipos de vegetación en 2000.	496.88	74.48	5.60	Revegetación	Cuando la agricultura de riego gana reemplaza a otros tipos de vegetación en 422,3 ha más a las esperadas.

Al cartografiar los resultados anteriores se observa que no muestran un patrón espacial homogéneo y se aprecia que los procesos de alteración y deforestación son los que cubren mayor superficie, las zonas que presentan procesos de recuperación sólo existen en la región suroeste, mientras que las escasas áreas de revegetación se registran en pequeñas zonas del norte del Estado (Figura 3.11).

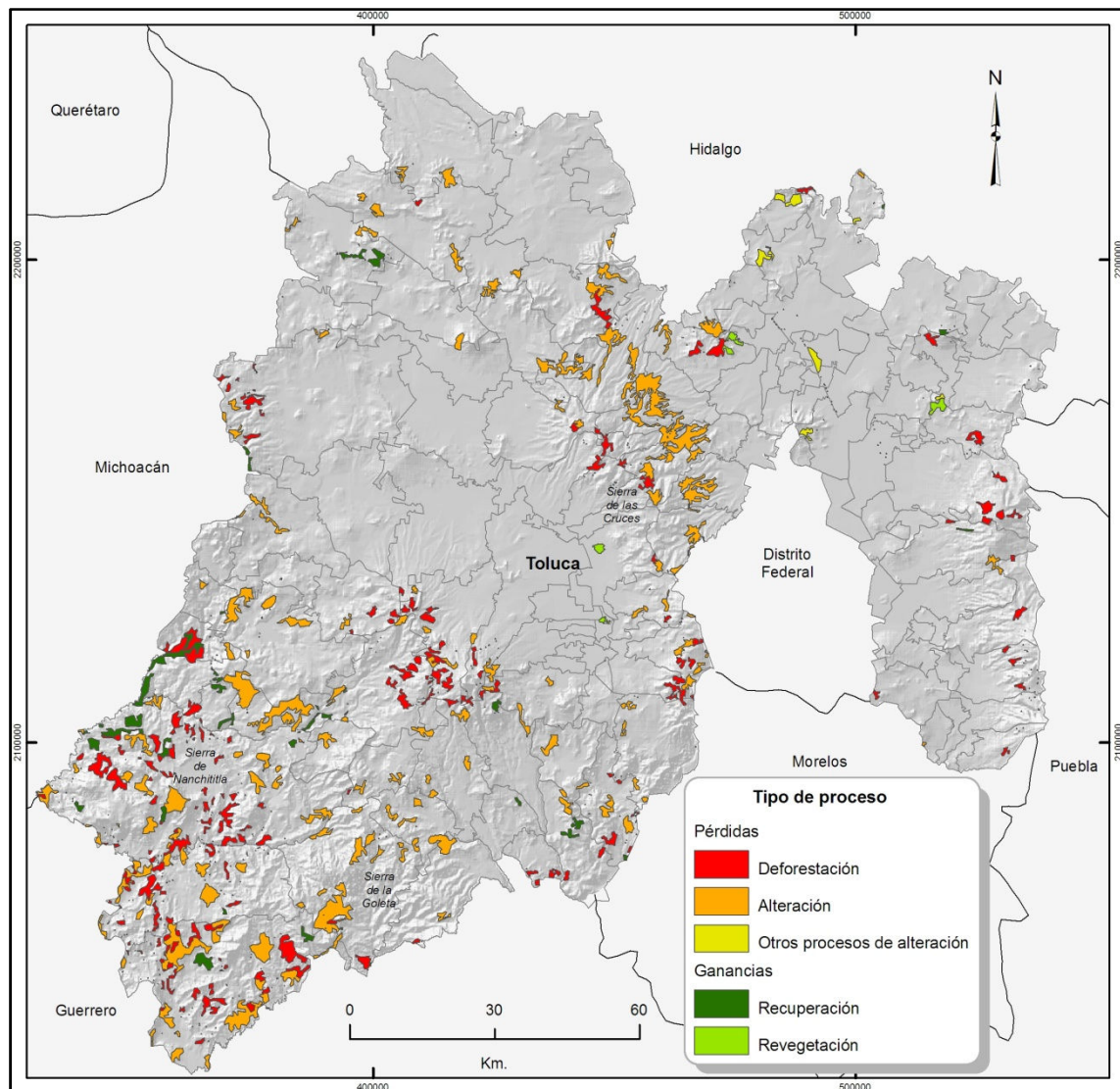


Figura 3.11 Transiciones sistémicas en término de pérdidas y ganancias.
Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del ocupación del suelo del INE de 1993 y 2000

3.5.4. Procesos de cambio por municipio

El resultado de la sobreposición del mapa de transiciones sistemáticas con el de los límites político-administrativos, indica que el 66% de los municipios (81 de 122) que conformaban la entidad en el año 2000 han fueron afectados en mayor o menor medida por algún proceso de cambio.

En el período de estudio, un total de 61 municipios presentaron signos de alteración en sus bosques y/o selva primarias. Los niveles de cambio más altos los tienen los municipios de Amatepec, Sultepec, Tejupilco, Temascaltepec, Tlatlaya y Villa del Carbón con un poco más del 50% de la alteración que existe en todo el Estado de México. Este porcentaje representa 38.194,70 ha que fueron alteradas entre 1993 y 2000.⁷

En la Figura 3.12a se observa que cinco de estos municipios se ubican en la zona sur, región donde se localiza principalmente la selva baja caducifolia. Según Zepeda (1994) en esta región existe mucho más vegetación secundaria que original, debido principalmente al impacto de actividades humanas sobre esta cubierta vegetal. Las restantes 41.457,10 ha que sufrieron un proceso de alteración se distribuyen en casi todo el territorio estatal. Es de destacar que gran parte de los municipios que tienen dentro de sus límites bosques primarios han sido de alguna forma alterados, con excepción de algunos de la zona oriente del Estado.

El proceso de deforestación se presenta en 46 municipios de la entidad. No obstante, sólo tres de ellos (Tejupilco, Tlatlaya y Amatepec) muestran niveles de cambio muy altos y cubren el 45% del total deforestado. En valores absolutos en estos municipios se deforestaron 17.819,0 ha de un total de 39.123,75. En la Figura 3.12b se aprecia como estos municipios nuevamente son los que se ubican en el sur del Estado, lo cual es indicativo de la fuerte presión medioambiental que existe en esta zona. Según Zepeda, (1994), la región presenta una disminución de sus ecosistemas naturales, reduciendo considerablemente su extensión, hasta conservarse sólo en pequeños manchones localizados en sitios de difícil acceso.

⁷ Para localizar los municipios que se explican en esta sección, se puede ver la Figura 2.3 en el capítulo 2.

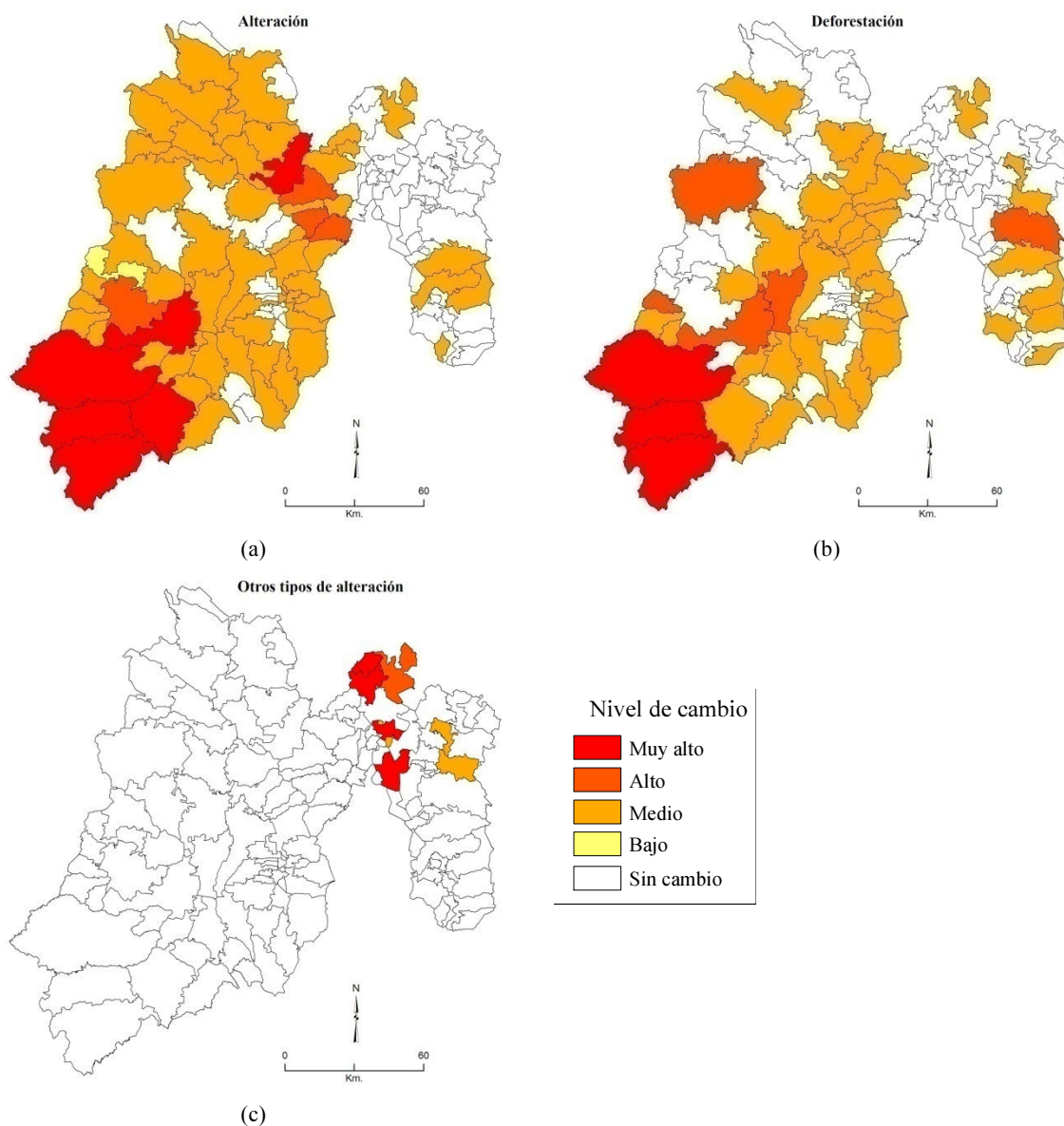


Figura 3.12 Procesos de alteración (a), deforestación (b) y otros tipos de alteración (c) por municipio (pérdidas).

Contrario a lo esperado, los municipios de Villa de Allende, Donato Guerra, Ixtapan del Oro y Valle de Bravo no presentaron signos de deforestación importante (en esta escala de trabajo). Lo anterior se debe a que estos municipios más que deforestarse están siendo alterados, el mapa de alteración así lo confirma (ver Figura 3.12a). Por su parte, Ramírez y Zubieta (2005) han encontrado en esta región importantes extensiones de bosques templados fragmentados, con notable predominio de vegetación secundaria arbustiva. Esta zona se considera ambientalmente importante debido a que es donde se ubica parte de la reserva de la biosfera de la mariposa monarca.

La Figura 3.12c presenta 8 municipios que sufrieron algún otro tipo de degradación en su cobertura vegetal. El 90,2% de esta degradación se ubicó en los municipios de Apaxco, Tequixquiac, Nextlalpan y Ecatepec de Morelos. Este porcentaje corresponde a 2.268,7 ha de superficie que tiene otro tipo de degradación. La mayor parte de esta degradación se presentó en el matorral xerófilo y en otros tipos de vegetación, que han sido transformados a zonas de agricultura de riego principalmente.

Por otra parte, un total de 20 municipios tuvieron procesos de recuperación de coberturas primarias y secundarias. Sólo 4 de ellos reúnen casi el 66% del total de ha que tuvieron algún proceso de recuperación. Se puede observar en la Figura 3.13a, que tres de estos municipios se ubican nuevamente en el sur (Tejupilco, Oztoloapan y Tlatlaya). Es posible que este fenómeno de recuperación esté relacionado con la presencia del Parque Sierra de Nanchititla al sur del Estado en el municipio de Tejupilco, considerado como la segunda área natural más importante del Estado de México en cuanto a extensión decretada se refiere (López, 2001). En esta área se localizan áreas de selva baja caducifolia y bosque de latifoliadas que coincidentemente son las que presentan valores de ganancia más altos (ver Tabla 3.10)

El proceso de revegetación ocurrió sólo en algunos municipios de la entidad, sobre todo en la zona norte, donde 1.059,2 ha de vegetación se han regenerado en los municipios de Tepotzotlán y Tepetlaoxtoc (Figura 3.13b). Esta superficie representa un poco más del 60% de áreas recuperadas. Este proceso de ganancia se observa sobre todo en categorías no arbóreas (matorral xerófilo y en otros tipos de vegetación), que remplazaron principalmente a zonas de pastizal y áreas sin vegetación aparente. Es decir, casi no hubo revegetación en bosques y selva secundarios, lo cual indica que estas coberturas fueron deforestadas y ya no se recuperaron.

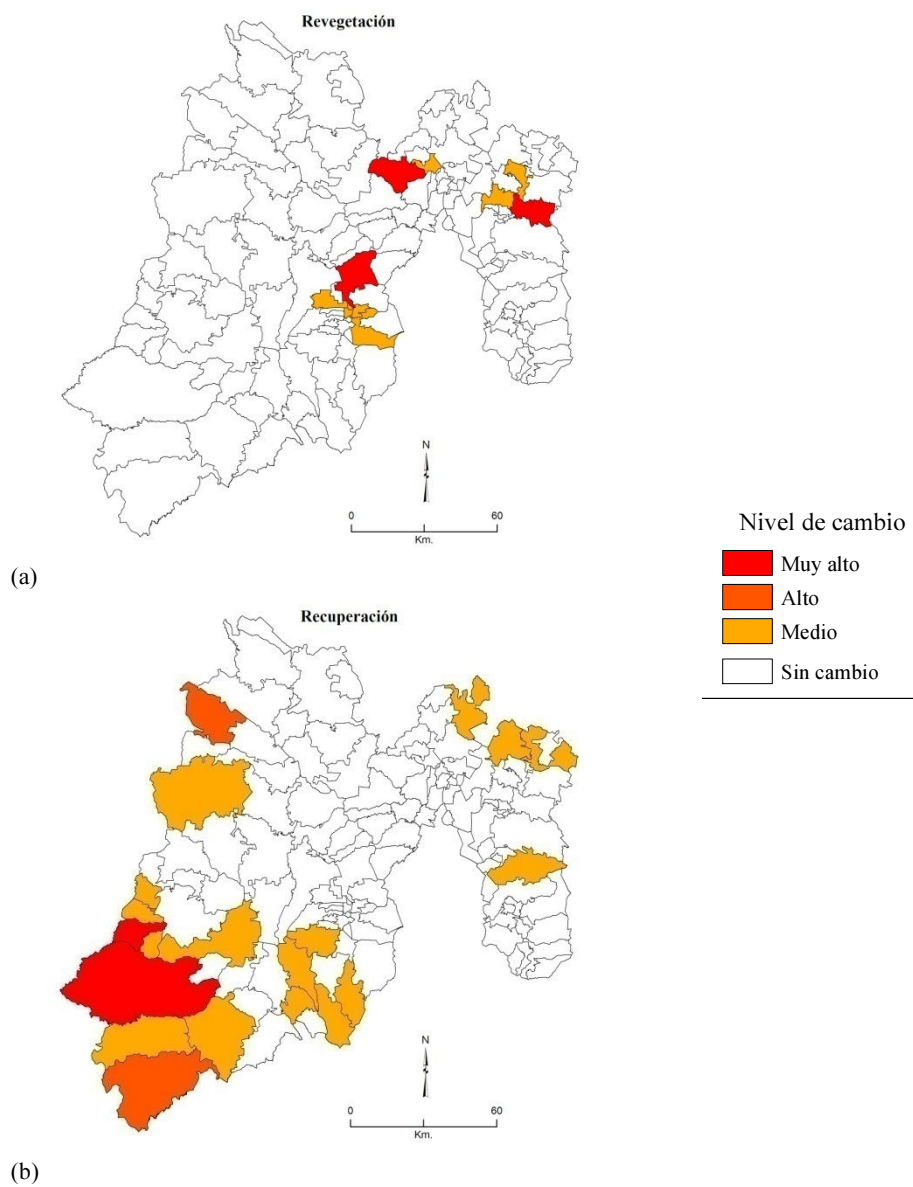


Figura 3.13 Procesos de revegetación (a) y recuperación (b) por municipio (ganancias).

3.6. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos, se ha comprobado que el Estado de México presentó importantes cambios en el uso y ocupación del suelo entre 1993 y 2000. La metodología empleada permitió detectar los procesos más significativos de alteración y deforestación (pérdidas), así como los procesos más significativos de recuperación y revegetación (ganancias) de las diferentes categorías de ocupación del suelo.

Los resultados indican que a nivel de subformación los bosques y selvas primarios perdieron superficie, mientras que los bosques y selvas secundarios la aumentaron en el mismo período. Asimismo, el pastizal y los asentamientos humanos crecieron en extensión.

Los datos obtenidos en las transiciones sistemáticas reflejan que 79.651,8 ha de bosques templados y tropicales sufrieron un significativo deterioro en la densidad del arbolado, el cual fue sustituido por vegetación secundaria, principalmente arbustiva. No menos importante es la conversión de bosques templados y tropicales a otras coberturas diferentes a la forestal, que representa 39.123,7 ha que han sido transformadas a zonas de pastizal de manera sistemática. Con esta información se puede deducir que la pérdida de estas coberturas se debe principalmente a la apertura de nuevos espacios para actividades pecuarias.

Otro proceso importante que se manifiesta en la zona de estudio es la recuperación de las coberturas forestales, los datos revelan que gran parte de las ganancias de los bosques y selvas primarios provienen de su cobertura secundaria, este proceso de recuperación representa 9.973,3 ha que se han recuperado significativamente. Por otro lado, los datos arrojan que sólo 1.645,7 ha de superficie han sido parte de un proceso de revegetación de forma significativa.

Se han podido identificar casi todos los procesos anteriores y que están relacionados con la deforestación, de modo que diferentes tipos de bosques sufren alguna variante de ellos. A nivel de tipo de vegetación destaca el bosque de coníferas primario, el cual, cuando es alterado, lo sustituye el bosque de coníferas secundario en

casi 16 veces más a lo esperado. Asimismo, cuando la selva baja caducifolia secundaria es deforestada, es sustituida por el pastizal 2 veces más a lo esperado. Por su parte, el proceso de recuperación de la selva baja caducifolia es casi 25 veces más a lo esperado, mientras que algunas pequeñas áreas que en 1993 eran agricultura de riego han sido transformadas a otros tipos de vegetación en 5 veces más a lo esperado.

En cuanto al patrón espacial que tienen estos procesos en el territorio estatal, se observa que los procesos de perturbación se localizaron en el sur del Estado principalmente. El municipio de Tlatlaya es el que ha sufrido la alteración más severa con 10.313,1 ha de bosques y selvas bajas perturbadas, seguido del municipio de Tejupilco con 8.650,7 ha. Este municipio también presentó el valor más alto de deforestación con 8.712,3 ha de bosques y selvas bajas perdidas. Llama la atención que los municipios que tienen los valores más altos en los procesos de pérdida de la cobertura forestal son los que tienen los mayores índices de marginalidad en la entidad.⁸

Finalmente, se debe mencionar que la nueva metodología para el análisis de la tabla de cruces de las ocupaciones del suelo permitió identificar mejor todas las situaciones y poder así emparejar, con facilidad, las transiciones sistemáticas de pérdidas y ganancias de ciertas categorías con procesos de deforestación, lo que supone un interesante resultado metodológico. De igual manera es importante señalar la relativa facilidad con la que esta metodología puede ser aplicada en el módulo *Land Change Modeler* de IDRISI Andes.

⁸ CONAPO [en línea]: datos estadísticos de marginación municipal del año 2000.
<<http://www.conapo.gob.mx/00cifras/marg2000/005.htm>> [Consultado: 10/07/2010]

3.7.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar A. G. (2002) "Las mega-ciudades y las periferias expandidas. Ampliando el concepto en Ciudad de México". *Revista Latinoamericana de Estudios Urbanos y Regionales*, Vol. XXVIII, No. 85, pp. 121-149. Santiago de Chile, Chile.
- Alo, C A. y Pontius Jr. R. G. (2008). "Identifying systematic land-cover transitions using remote sensing and GIS: the fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana" *Environment and Planning B: Planning and Design* 35(2) 280–295.
- Alonso Pérez, F., Ruiz, L., Turner J., Berlanga R. y Mitchelson, J. (2003). "Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico". *Ocean and Coastal Management* 46, pp. 583–600.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 44, pp. 18-38.
- Braimoh, A.K., 2006. "Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana". *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113, pp. 254–263.
- Buzai, G. D. (2003). *Mapas Sociales Urbanos*. Lugar Editorial. Buenos Aires.
- Casas A.G. y Aguilar M. X. (2005). "Herpetofauna del Parque Sierra de Nanchititla. Estado de México. Lista, distribución y conservación". *Ciencia Ergo-Sum*. Num. 001, Vol. 12. UAEM. Toluca, México.
- Castillo S., M.A., García-Gil, G., March, I.J., Fernández, J.C., Valencia, E., Osorio, M. y A. Flamenco, (1998). *Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final*. El Colegio de la Frontera Sur-Fondo Mundial para la Naturaleza WWF México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, pp. 121.
- Cortina, V.S., Macario, M.P. y Ogneva-Himmelberger, Y. (1999). Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los Estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 38, pp.41-56.
- Díaz, G. J.; García, G; Castillo, O. y March, I. (2001). "Uso del suelo y transformación de selvas en un ejido de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. México. Num. 44: 39-53.
- Dirzo, R. y García, M.C. (1991). "Rates of deforestation in Los Tuxtlas a Neotropical Area in Southeast Mexico". *Conservation Biology* 6: pp. 84-90.

-
- Dupuy, R.J.; González, I.J.; Iriarte, V.S.; Calvo, I.L.; Espadas, M.C.; Tun, D.F. y Dorantes, E.A. (2007). "Cambio de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 62, pp.104-124.
- FAO. (2003). *Situación forestal en la región de América Latina y el Caribe 2002*. Santiago, Chile.
- FAO. (2006). *Global forest resources assessment 2005 Progress towards sustainable forest management* Resources Assessment Working Paper 147. Rome.
- Flores L. J. C., Monterroso, O y Ibrahim, M. (2003). "Factores Económicos que afectan el uso de la tierra en el bosque seco tropical de Costa Rica: Una revisión de la teoría y estudio de caso". *Boletín Digital del Centro Virtual LEAD*. Vol. 3, N° 2, Noviembre.
- Franco, M, S., Regil García, H.H., González, C. y Nava, G. (2006a). "Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 61, pp. 38-57.
- Franco M, S., Regil García, H.H. y Ordoñez, J.A.B. (2006b). "Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca", *Madera y Bosques*, 12 (1), pp. 17-28.
- García, N.H., López, J., Moreno, R., Villers, M. y García, R. (2000). "Delimitación y caracterización de las tierras con uso inadecuado para la agricultura en el distrito de desarrollo rural 004, Celaya, Guanajuato", *Terra* Vol. 18 Num. 1.
- García, R.G., Schmook, B. y Espejel C.I. (2005). "Dinámica en el uso del suelo en tres ejidos cercanos a la ciudad de Chetumal, Quintana Roo". *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 58, pp. 122-139.
- GEM. Poder Ejecutivo (2000). Estudio de Gran Visión 1999-2010. Toluca, México.
- Guerra, M.V. y Ochoa, G.A. (2006). "Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000)". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 59, pp.7-25.
- Houghton, R.A. y Hackler J.L. (2001). "Carbon flux to the atmosphere from land-use changes: 1850 to 1990" Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Lambin, E.F. (1997) "Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions". *Physical Geography*, 21, pp. 375-393.
- Lambin, E.F., Helmut, J.G., Lepers, E. (2003). "Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions". *Annual Reviews Environment Resource*. 28, 205-241.

-
- López, E. A. (2001). Contribución al conocimiento de los mamíferos silvestres del Parque Sierra Sierra de Nanchititla, Tejupilco México. Tesis de Licenciatura. UAEM. Toluca, México.
- Mas, J.F., Sorani V. y Alvarez R., (1996) “Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación”, *Investigaciones Geográficas*. Boletín Especial del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 5, pp. 43-57.
- Mas, J.F. y Fernández, T. (2003). “Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas”. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 51, pp.73-87.
- Mas, J.F., Velásquez, J.R., Díaz-Gallegos, Mayorga-Saucedo, Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T. y Pérez-Vega, A. (2004). *Monitoreo de los recursos forestales de México en las tres últimas décadas. Aplicaciones de geotecnologías para la ingeniería forestal*. Memorias del VI seminario de actualización en Sensores Remotos y SIG aplicados a la ingeniería forestal, editado por A.A. Disperati y J.R. dos Santos, pp. 41-49.
- Mendoza, E. y Dirzo, R. (1999). “Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot”, *Biodiversity and Conservation*, 8, pp. 1641. Netherlands.
- Mendoza, M., Bocco, G., López, E. y Bravo, M. (2002). “Implicaciones hidrológicas del cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo: una propuesta de análisis espacial a nivel regional en la cuenca cerrada del lago de Cuitzeo, Michoacán”. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 49, pp.92-117.
- Morales, M.C., Madrigal, U.D. y González, B.L. (2008). “Islas de calor en Toluca, México”. *Ciencia Ergo-Sum*. Num. 003, Vol. 14. UAEM. Toluca, México.
- Orozco, H. E.; Peña, M.V.; Franco, P.R. y Pineda, J.N. (2004). “Atlas Agrario Ejidal del Estado de México”. *Cuadernos de Investigación*, núm. 34, UAEM, Toluca, México.
- Palacio, J.L., Bocco, G., Velásquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., Palma, M., Trejo, I., Peralta, A., Prado, J., Rodríguez, A., Mayorga, R. y González, F. (2000). “La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000”, *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 43, pp.183-203.
- Pontius, R.G., Shusas, E. y McEachern, M. (2004). “Detecting important categorical land changes while accounting for persistence”, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(2-3) pp. 251-268.

-
- Ramankutty, N., Graumlich, L., Achard, F., Alves, D., Chhabra, A., DeFries, R., Foley, J.A., Geist, H., Houghton, R., Goldewijk K.K., Lambin, E. F., Millington, A., Rasmussen K., Reid, R.S. y Turner II, B.L. (2006). "Global land-cover change: recent progress, remaining challenges". En: Lambin, E.F. y Geist, H.J. (Eds.) *Land-use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlin, Springer.
- Ramírez, R.I. y Zubieta, R. (2005). *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca. México D.F.
- Reyes Díaz, G.J., García, G.G., Castillo, A.O. y March, M.I. (2001). "Uso del suelo y transformación de selvas en un ejido de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 44, pp.39-53.
- Reyes, H.H., Aguilar, R.M., Aguirre, R.J. y Trejo, V.I. (2006). "Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 59, pp.26-42.
- Sandoval, V. y Oyarzun, V. (2004). "Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo". *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales*. No. 011. Universidad Nacional de Santiago de Estero, Argentina, pp. 9-21.
- Sapiña, F. (2002). *¿Qué es el cambio global?* Instituto de Ciencia de los Materiales, Universitat de València. http://www.uv.es/metode/anuario2002/89_2002.html. [Consultado el 22/04/07].
- Trejo, I. y Hernández, J. (1996). "Identificación de la selva baja caducifolia en el Estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 5, pp.11-18.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz, G.J., Mayorga, S. R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J.L. (2002a). "Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México", *Gaceta Ecológica*, Num. 62. INE, México, pp. 21-37.
- Velázquez, A., Mas, J.F. y Palacio, J.L. (2002b). "Análisis de cambio de uso del suelo. Mapas de análisis del cambio de uso del suelo". Convenio INE-IGg (UNAM). INE, SEMARNAT. Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 1-82.

-
- Versace, V.L., Ierodiconou, D., Stagnitti, F. y Hamilton, A.J. (2008). "Appraisal of random and systematic land cover transitions for regional water balance and revegetation strategies". *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 123, pp. 328–336.
- Villers, A.R. (1995). *Desarrollo Urbano y Ordenamiento del Territorio en Chiapas: Realidades, Prospectivas, Estudios y Acción*. Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Arquitectura. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Zepeda, G.C. (1994). *Contribución al conocimiento de la flora del bosque tropical caducifolio de la vertiente sur de la Sierra de Nanchititla, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias. UAEM. Toluca, México.

CAPÍTULO 4

ANÁLISIS DE FACTORES RELACIONADOS CON LOS CAMBIOS OCURRIDOS EN LAS CUBIERTAS FORESTALES

4.1. INTRODUCCIÓN

Una vez realizada la descripción de los cambios ocurridos en la ocupación y uso del suelo y de las transiciones sistemáticas, en este apartado se analiza la posible relación que tienen algunos factores socioeconómicos y biofísicos con estos cambios. El capítulo se orienta esencialmente a las pérdidas que han sufrido los principales ecosistemas forestales de la zona de estudio.

En el caso de las superficies boscosas, ya sean tropicales o templadas, los cambios se deben a diversas causas y factores (Lambin, 1997; Bocco *et al.*, 2001). Además, los impactos más evidentes provocados por estas transformaciones del territorio se manifiestan con mayor regularidad en el clima, la hidrología y en la calidad de los suelos, la carencia de alimentos, el riesgo a enfermedades y la pérdida de la biodiversidad (Chhabra *et al.*, 2006).

En los últimos años el enfoque crítico de la sostenibilidad ambiental ha provocado que los estudios científicos sobre las causas y efectos de los cambios en la ocupación y uso del suelo cobren mayor relevancia. Muchos de estos trabajos han sido respaldados por el proyecto *Land-Use and Land Cover Change* (LUCC) que desde hace más de una década ha contribuido de manera importante al análisis de los cambios ocurridos en el territorio (Lambin y Geist, 2006).

En la actualidad existen numerosas técnicas empíricas para explorar, explicar y modelar los cambios del uso y ocupación del suelo, como el análisis exploratorio de datos, los análisis de regresión, estadísticas bayesianas y redes neuronales artificiales (Lesschen *et al.*, 2005). Está demostrado que los modelos basados en agentes (MBA) son una herramienta útil para el estudio del medio ambiente (Bousquet y Le Page, 2004; Hare y Deadman, 2004). Se han realizado diversas aplicaciones de MBA para estudiar decisiones humanas y cambios en la ocupación y uso del suelo (Ligtenberg *et al.*, 2001; Evans *et al.*, 2001; Hoffman *et al.*, 2002; Loibl y Toetzer, 2003; Parker *et al.*, 2003; Brown *et al.*, 2004), y deforestación de bosques tropicales (Huigen, 2002; Lim *et al.*, 2002; Manson, 2002; Manson y Evans, 2007).

También se han desarrollado modelos multinivel que trabajan en distintas escalas temporales y espaciales (Walsh *et al.*, 2001; Pan y Bilsborrow, 2005; Overmars y Verburg, 2006). De igual forma, existen numerosos trabajos que han empleado autómatas celulares, sobre todo en cambio de uso del suelo urbano (Han *et al.*, 2009; Jantz *et al.*, 2010; Long *et al.*, 2009), y en dinámica del paisaje (Soares-Filho *et al.*, 2002; Walsh *et al.*, 2008).

En México, de acuerdo a la revisión bibliográfica realizada, se han empleado principalmente modelos de regresión lineal múltiple y regresión logística para modelar la deforestación y los cambios de la ocupación y uso del suelo (Deininger y Minten, 1996; Blackman *et al.*, 2003; Chowdhury, 2006; Alix Garcia, 2007). El empleo de esta técnica puede ir desde estudios generales de cambio de uso del suelo (Rock, 1996; Leyva y Herrera, 2003), hasta procesos más locales y detallados (Reyes *et al.*, 2003; Isaac-Márquez, 2005).

En este trabajo, para explorar las posibles relaciones entre diversos factores y los cambios ocurridos en la zona de estudio, se realiza en una primera aproximación, un análisis de Regresión Lineal Múltiple (RLM) utilizando información socioeconómica y biofísica a nivel municipal como variables independientes. Posteriormente y debido a que los resultados obtenidos con la RLM muestran estadísticas de manera global, es decir, un promedio para todo el territorio estatal, se aplica una Regresión Geográficamente Ponderada (RGP). En esta técnica la componente espacial juega un papel importante, ya que fue desarrollada particularmente para explorar relaciones que tienen variabilidad en el espacio (Fotheringham *et al.*, 2002).

Aunque la RGP se ha utilizado en estudios de cambio de ocupación y uso del suelo, sobre todo se ha enfocado a estudios socioeconómicos (Huang y Leung, 2002; Collazos *et al.*, 2006; Partridge *et al.*, 2006; Chasco *et al.*, 2007). No obstante, algunos la han utilizado para estudiar la variabilidad espacial de los procesos de cambio y la deforestación de bosques (Witmer, 2005; Wang *et al.*, 2008). En México es una técnica poco conocida y casi inexplorada en este tipo de temas. De ahí su importancia en este trabajo.

También se analizó a nivel de píxel la influencia de algunos factores que conducen la pérdida de la cobertura forestal. Se estimaron modelos de regresión logística en función de una serie de características socioeconómicas y biofísicas. Existen numerosas aplicaciones de esta regresión para modelos explicativos y predictivos de cambio de uso y ocupación del suelo y en específico para modelos de ocurrencia espacial de la deforestación (Chaves y Rosero, 2001; Mas *et al.*, 2002; Bray *et al.*, 2004).

El objetivo general de esta parte del trabajo es analizar los factores que están relacionados con la pérdida de la superficie forestal ocurrida entre 1993 y 2000, usando métodos estadísticos y modelos espaciales de regresión que coadyuven a entender de manera global y local este proceso.

Para lograr alcanzar este objetivo se plantean los siguientes objetivos específicos: (1) estimar y ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para cada una de las coberturas forestales, (2) estimar y ajustar un modelo de regresión geográficamente ponderada para cada una de las coberturas forestales y (3) estimar y ajustar un modelo de regresión logística para cada una de las coberturas forestales.

4.2. ANTECEDENTES DE ESTUDIOS SOBRE FACTORES RELACIONADOS CON PROCESOS DE CAMBIO

En los últimos años la deforestación y alteración de los ecosistemas forestales ha sido preocupante en numerosas regiones de México. Lo que ha provocado que diversos sectores en el país se vieran involucrados en tareas de evaluación y análisis de este fenómeno. No obstante, la gran mayoría reconoce la enorme complejidad que representa estudiar las causas y orígenes de estos procesos (Merino y Segura, 2002).

La forma de modelar el fenómeno de la deforestación y sus causas ha cobrado gran importancia, existiendo numerosas formas de analizar el problema, desde el tipo de modelo, las variables independientes más adecuadas y sobre todo la escala o unidad de análisis. Es claro que según el nivel en que se realice se podrán resolver distintas interrogantes. Para Kaimowitz y Angelsen (1998) las principales escalas utilizadas en

los modelos se dividen en micro: individual, familiar y comunal; meso: municipal, estatal y regional; y macro: nacional y mundial.

Debido a limitaciones en la información estadística y geográfica en México, gran parte de los trabajos revisados utilizan al municipio como unidad de análisis. Sin embargo, hay quienes a base de un intenso trabajo de campo logran recabar información más detallada. Este apartado pretende resumir diversos trabajos realizados principalmente en el país a diferentes escalas, que están enfocados a conocer y explicar los principales factores relacionados con los procesos de pérdida de la cobertura forestal.

Uno de los primeros trabajos realizados a nivel nacional es el de Deininger y Minten (1996), quienes estiman los efectos que tienen sobre la deforestación algunos factores como la pobreza, las políticas gubernamentales y la tenencia de la tierra. Utilizan información agregada de todos los municipios del país excepto los urbanos y referida a los períodos 1980 y 1990. Para estimar el modelo se aplica un método de regresión por mínimos cuadrados ordinarios. Los resultados muestran que los créditos bancarios, los precios de la madera y los niveles de pobreza tienen una relación fuerte y positiva, mientras que la asistencia técnica, las áreas naturales protegidas y la población indígena tienen una relación negativa; mientras que la variable que valora la tenencia de la tierra resultó insignificante en el modelo.

Un trabajo más reciente es el de Alix Garcia (2007), que investiga los efectos que tiene la cooperación y la forma de organización en las comunidades de propiedad comunal sobre la deforestación. Considera como variable dependiente el cambio en la superficie boscosa de 1994 a 2000, expresada en el número de hectáreas y como porcentaje del área total del ejido. Utiliza modelos de regresión lineal múltiple con variables independientes de tipo económico, cooperación y biofísicas. Los resultados muestran que los precios de la madera y el tamaño del ejido tienen una relación fuerte y positiva, mientras que las variables de cooperación y la pendiente resultaron negativas.

Otros estudios a nivel nacional desarrollan modelos de regresión logística y las variables independientes utilizadas son de tipo biofísico, de proximidad e

institucionales. En estos trabajos parece ser que los factores más relacionados con la deforestación son la distancia a carreteras y el grado de protección legal donde se ubican los bosques (Verburg *et al.*, 2004; Mas *et al.*, 2002; Chaves y Rosero, 2001).

A un nivel regional, Bocco *et al.*, (2001) analizan los procesos de deforestación ocurridos en el Estado de Michoacán. Utilizando algunas variables demográficas y económicas a nivel municipal elaboraron un modelo de regresión múltiple, con el fin de estudiar los cambios ocurridos en la cobertura forestal en un período de aproximadamente 30 años. Los resultados de los modelos no son muy robustos por lo que los autores concluyen que las hipótesis que sugieren cambios debido a presión demográfica o factores ligados a necesidades de subsistencia no operan a escala regional.

De igual forma, Blackman *et al.*, (2003) utilizan modelos de regresión múltiple para investigar cuáles son los factores biofísicos, socioeconómicos, institucionales y de proximidad que provoca la deforestación del bosque en zonas de café de sombra en la sierra sur de Oaxaca, México. El estudio intenta comprender la consecuencia de estos procesos antes y después de la crisis cafetalera ocurrida en 1993. Los resultados indican que los factores de proximidad y algunas variables relacionadas con la tenencia de la tierra expresan mejor los patrones de deforestación en la zona.

Un estudio realizado en la zona de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México, señala, a través de modelos de regresión logística, como algunas variables socioeconómicas y de financiamiento se comportan de forma diferente en ejidos que se ubican dentro y fuera de las áreas protegidas (Reyes *et al.*, 2003). Otro estudio en la misma zona demuestra con un modelo de regresión múltiple como las variables independientes pueden tener un efecto distinto sobre los procesos de deforestación cuando se aplican en dos escalas diferentes (Chowdhury, 2006).

Es cierto que no sólo se han desarrollado modelos y metodologías para tratar de explicar los cambios de la cobertura forestal, también existen los que tratan de explicar los cambios ocurridos en otros usos y coberturas del suelo. Es el caso del trabajo de Isaac-Márquez *et al.*, (2005), que analizan mediante análisis de regresión múltiple los

factores que condicionan el uso del suelo y las implicaciones que tienen para la conservación de la selva en el oriente del Estado de Tabasco, México. Con datos obtenidos a través de encuestas y de otras fuentes, se demuestra que los factores biofísicos son los primeros condicionantes del uso del suelo a una escala regional, mientras que las políticas públicas, el mercado del ganado y la dinámica histórica del uso del suelo dirigen el proceso a una escala local.

Fuera de México, Sandoval y Oyarzun (2004), determinan mediante un análisis de regresión logística la probabilidad de cambio de diferentes tipos de uso del suelo en una región de Chile. El trabajo concluye que las variables más correlacionadas con la ocurrencia del cambio de manera significativa son el tamaño de la propiedad, el uso actual y el uso potencial del suelo, mientras que las variables orientación, distancia a caminos y distancia a plantaciones forestales muestran una menor significación estadística.

Por su parte, Vergara y Gayoso (2004) analizaron el impacto ambiental que tienen algunos factores sociales y físicos sobre los bosques nativos en la provincia de Valdivia, en Chile. Empleando una técnica de análisis por componentes principales se demostró que las variables distancia a caminos y la población rural son las más relacionadas con la existencia de alteraciones en el bosque.

Por su parte Pan *et al.*, (2004) examinan los patrones espaciales del cambio de uso y cobertura del suelo a nivel de finca en la Amazonía Ecuatoriana. Usando variables socioeconómicas, biofísicas y de accesibilidad desarrollaron un modelo de regresión lineal mixto generalizado. Los resultados del modelo indican que el rápido crecimiento de la población ha provocado una subdivisión importante de las parcelas que su vez a creado una mayor complejidad y fragmentación del paisaje.

En España, Serra *et al.*, (2005) utilizaron técnicas de regresión múltiple y de regresión logística como parte de una metodología para analizar la dinámica del paisaje. Los resultados encontrados en este trabajo mostraron que las variables más significativas son las biofísicas. Sin embargo, el trabajo advierte que el número de casos utilizados en la regresión múltiple puede provocar coeficientes sesgados, mientras que el

principal problema detectado en la regresión logística es la elevada autocorrelación espacial que pueden presentar las variables de tipo socioeconómico.

Por otra parte, los trabajos encontrados en la bibliografía especializada sobre RGP se orientan a temas económicos y urbanos, sobre todo a la evaluación y predicción de los precios de la vivienda y renta per cápita de los hogares (Collazos *et al.*, 2006; Chasco, 2007). También se aplica para conocer la variabilidad espacial de los niveles de industrialización y de la pobreza alimentaria (Huang y Leung, 2002; Farrow *et al.*, 2005).

Partridge *et al.*, (2006), utiliza la RGP para conocer la distribución espacial del crecimiento del empleo en los condados no metropolitanos de los Estados Unidos. Por su parte, Lufin y Atienza (2007), en un informe del Observatorio Regional de Desarrollo Humano de la Universidad Católica del Norte de Chile, utilizan la misma herramienta para estimar medidas de accesibilidad de la población a un conjunto de servicios sociales en una región chilena.

Más recientemente Kamarianakis *et al.*, (2008) utilizan un modelos de RGP para estimar de manera local la distribución de la precipitaciones en algunas zonas del mediterráneo, mientras que Tu y Guo (2008) la aplican para examinar las relaciones que se dan entre el uso del suelo y la calidad del agua en una zona del Estado de Massachusetts, Estados Unidos.

Uno de los pocos trabajos encontrados en la bibliografía especializada sobre deforestación utilizando RGP es el de Witmer (2006), quien examina la relación entre la densidad de población y la deforestación a nivel mundial. Los parámetros estimados sugieren que la deforestación en las próximas décadas será más intensa en la África tropical que en la Amazonia.

4.2.1. Revisión de los factores que inducen la pérdida de la cobertura forestal

Existen estudios empíricos de cambio de uso y cobertura del suelo enfocados al análisis de los principales factores que inducen los procesos de pérdida de la superficie forestal (Angelsen y Kaimowitz, 1999; Nelson *et al.*, 2001). En la práctica muchos de estos factores interactúan entre ellos provocando una red compleja de relaciones entre los elementos inductores del cambio, sus procesos, el comportamiento humano y su organización (Verburg *et al.*, 2004).

En este estudio se han considerado una serie de factores que se estiman relevantes para modelar y conocer las razones y causas de la pérdida de cobertura forestal. Al respecto, Angelsen y Kaimowitz, (1999) sugieren primero identificar los agentes involucrados en el proceso de cambio, es decir, las fuentes de deforestación y después dar paso al análisis de las posibles causas que la provocan.

Entre las fuentes principales de pérdida de superficie forestal en el mundo se encuentran los programas de colonización y desarrollo, del cambio de uso y cobertura del suelo hacia actividades agrícolas y ganaderas que en muchas ocasiones es alentado por programas y políticas del gobierno, la explotación forestal comercial desmedida y la extracción ilegal (Morán y Galleti, 2002).

Encontrar y profundizar en las razones que inciden en la eliminación de los bosques y selvas en México, es sin duda una tarea amplia y compleja. Aún así, se pretende abordar algunas de las fuentes que provocan este fenómeno. Algunos autores clasifican estas causas como inmediatas y secundarias (Angelsen y Kaimowitz, 1999), otros las denominan próximas y subyacentes (Verburg *et al.*, 2004). Aunque al parecer sólo se trata de diferencias gramaticales, en este trabajo hemos preferido denominarlas como causas directas y causas indirectas (Geist y Lambin, 2001; Geist *et al.*, 2006).

Las causas directas se dividen en tres grandes grupos: a) la ampliación y construcción de infraestructuras, b) la ampliación de la frontera agrícola y c) la extracción de madera (Figura 4.1).

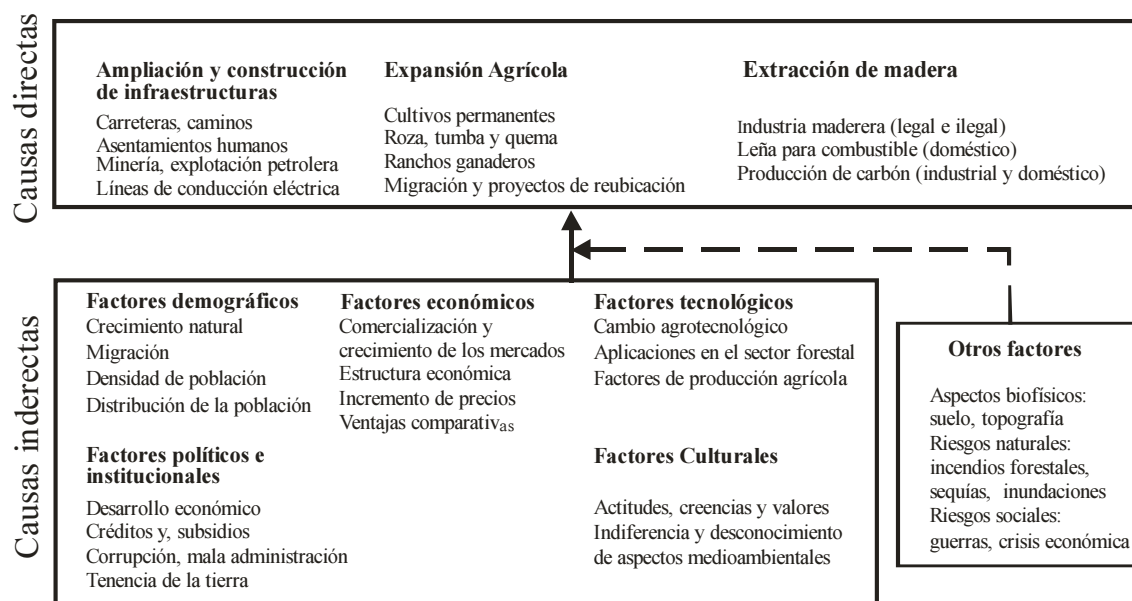


Figura 4.1. Causas que influyen en la disminución de las superficies forestales.

Fuente: Modificado de Geist y Lambin, (2001)

En el primer grupo se ubican infraestructuras como carreteras, caminos, asentamientos humanos, exploración y explotación petrolera y represas hidroeléctricas donde se inundan extensas áreas boscosas. En el segundo grupo, el cambio de uso del suelo hacia actividades agrícolas y ganaderas es lo más común. Si bien el fuego es otro factor que está fuertemente relacionado con este cambio, ya que en México muchos bosques y selvas son convertidos a otros usos mediante el método de roza, tumba y quema. El tercer grupo juega un papel importante en la pérdida de la superficie forestal, y depende en gran medida de las regulaciones locales y nacionales, de la vigilancia gubernamental y de los flujos de capitales.

En este sentido, en México existe una tala selectiva para aprovechar los árboles de mayor valor comercial y actividades de recolección de madera para combustible, aunque de esta última, la evidencia que la señala como causa directa es muy débil. Por su parte la tala ilegal también se considera una causa directa de la pérdida de superficie forestal, la falta de vigilancia no sólo provoca la eliminación directa de los árboles sino que contribuye a la degradación de los ecosistemas forestales (Morán y Galleti, 2002).

Para la extracción de madera de forma legal es posible obtener datos de licencias de aprovechamiento forestal, por ejemplo, pero para las actividades ilícitas sólo existen estimaciones aproximadas. Aún así es importante señalarlo.

Las causas indirectas son aquellas que hacen que las causas directas existan, y se pueden agrupar en cinco grandes grupos: a) factores demográficos, b) factores económicos, c) factores tecnológicos, d) factores políticos e institucionales y e) factores culturales.

En términos de escala, las causas indirectas pueden funcionar directamente a nivel local, indirectamente a nivel nacional o incluso a nivel global (Geist y Lambin, 2001), aunque algunos señalan que es más difícil establecer vínculos claros entre las causas indirectas y los procesos de pérdida de la cobertura forestal que entre las causas directas (Kaimowitz y Angelsen 1999).

Los factores demográficos que afectan la pérdida de superficie forestal son básicamente los relacionados con el crecimiento, densidad y distribución espacial de la población, además de algunos procesos de migración. Por su parte los principales factores económicos son la comercialización y el crecimiento de los mercados, la accesibilidad a mercados regionales y nacionales, los incrementos en los precios de la madera y en algunos productos agrícolas que han provocado que se deforeste para sembrarlos.

También inciden de manera importante en algunas regiones los índices relacionados con la pobreza y la marginación, los bajos niveles de vida y el desempleo de la población. Los factores tecnológicos están relacionados con el cambio agrotecnológico, la intensificación del uso del suelo y la aplicación de nuevas tecnologías en el sector forestal. No obstante, en México la industria maderera no cuenta con tecnología adecuada y moderna para el aprovechamiento intensivo de productos maderables y no maderables.

Desde hace mucho tiempo, los factores políticos e institucionales en el país tienen dos vertientes, ya que mientras se legisla en materia forestal, por otra parte, se alientan programas de colonización y desarrollo agrícola en algunos ecosistemas forestales. En este tipo de factores se incluye el régimen de propiedad de la tierra. Por su parte los factores culturales se enfocan a actitudes, valores, creencias religiosas, comportamiento

familiar e individual, algunos de estos factores están relacionados con grupos marginados generalmente indígenas.

Finalmente existe otro grupo de factores asociado a los procesos de pérdida de la cobertura forestal, que se podría ubicar entre las causas directas y las indirectas. Los factores más comunes son los relacionados con las características de la tierra, como la calidad y aptitud del suelo para alguna actividad productiva, la topografía y la altitud, pero también los que están ligados con los riesgos naturales como las sequías, inundaciones, incendios forestales no provocados, plagas y los riesgos sociales como las guerras, desplazamientos de refugiados, crisis económicas entre otros.

4.3. METODOLOGÍA

4.3.1. Variables utilizadas en los modelos de regresión

Para construir los modelos de regresión se utilizaron como variables dependientes las pérdidas individuales del bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto y de la selva baja caducifolia, así como las pérdidas totales de bosques y selva en su conjunto. Las variables dependientes fueron transformadas a valores de porcentaje en proporción a los bosques y selva de 1993. Se descartaron las pérdidas menores a 1 ha por considerarse irrelevantes para este estudio.

Para las variables independientes, se buscó de manera exhaustiva información geográfica y estadística entre los años 1993 y 2000. De acuerdo a la información obtenida, se seleccionaron 80 variables potenciales que representaran los factores relacionados con la pérdida de cobertura forestal. Con el fin de medir la intensidad de la asociación entre las variables explicativas, se realizó un análisis de correlación de *Pearson*. Basándonos en los resultados se seleccionaron 38 variables no correlacionadas entre sí y con mayor poder explicativo.

Tomando en consideración estudios previos sobre el tema y la clasificación de Geist y Lambin, (2001), se organizaron las variables en seis grandes grupos: a) socioeconómicas, b) tenencia de la tierra, c) disponibilidad de crédito y subsidios, d) producción forestal, e) biofísicas y f) proximidad (Tabla 4.1).

Si bien se buscó que las variables independientes estuvieran relacionadas con la mayor cantidad de factores, la limitación de información no permitió por ejemplo, incluir factores relacionados con los aspectos tecnológicos.

El primer grupo de variables independientes describe los aspectos socioeconómicos. Usando la variación que tuvo la población entre dos tiempos se intentó encontrar la relación entre la pérdida de la superficie forestal y la presión demográfica. Para evaluar de alguna forma el impacto cultural y la influencia de los niveles de pobreza que existen en la zona de estudio, se emplearon las variables que miden la variación de la población indígena, la población que se dedica a actividades primarias y el índice de marginación a nivel municipal.

El segundo grupo busca encontrar la relación entre la pérdida de bosque y/o selva y algunas variables que miden la expansión agrícola y ganadera. Las variables que miden el porcentaje de superficie de tierras con régimen comunal y privado buscan encontrar cómo los derechos sobre la tenencia de la tierra afectan de manera indirecta en la pérdida de bosques y selvas. Con el tercer grupo se trata de investigar como las políticas gubernamentales, particularmente las de fomento productivo, pueden inducir a los agentes a cambiar ciertos usos del suelo específicos.

Las variables del cuarto grupo buscan de manera directa encontrar la relación entre la extracción de madera comercial de manera legal y la eliminación de la superficie forestal. El aumento o en su caso disminución de la producción de la industria maderera determinará si afecta o no las áreas boscosas de la entidad.

Tabla 4.1. Descripción de las variables medidas a nivel municipal.

Variable	Descripción	Fuente
Socioeconómicas		
POBTOT	Variación de la población (1990 y 2000)	INEGI ¹
DENPOB	Densidad de población (1990 - 2000)	INEGI ¹
PHLIND	Variación de la población que habla alguna lengua indígena (1990 a 2000)	INEGI ¹
PEAPR	Variación de la población económicamente activa con actividades primarias (1990 a 2000)	INEGI ¹
VIULCC	Variación del número de viviendas que usan leña como combustible (1990 a 2000)	INEGI ¹
HOEUSA	Porcentaje de hogares con emigrantes en USA (1995)	INEGI ¹
INMARG	Índice de marginación municipal (1995)	ECM
Tenencia de la tierra		
SUPTOEJ	Variación en la superficie total de ejidos (1990 y 2000)	INEGI ²
EJIACAG	Variación del número de ejidos con actividades agrícolas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACGA	Variación del número de ejidos con actividades ganaderas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACRE	Variación del número de ejidos con actividades recreativas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACFO	Variación del número de ejidos con actividades forestales (1991 a 2001)	INEGI ²
SUPTICOM	Porcentaje de superficie de tierras con régimen social (1991)	INEGI ²
SUPTIPRIV	Porcentaje de superficie de tierras con régimen privado (1991)	INEGI ²
Disponibilidad de crédito y subsidio		
UPAGCREB	Porcentaje de unidades de producción agroforestal con créditos bancarios (1991)	INEGI ²
UPAGSUBP	Porcentaje de unidades de producción agroforestal con subsidios del PRONASOL (1991)	INEGI ²
Producción forestal		
PASYCAR	Variación de la producción de los aserraderos y carpinterías (1993 a 1998)	INEGI ³
PINMUMA	Variación de la producción de las industrias de muebles de madera (1993 a 1998)	INEGI ³
PINCYP	Variación de la producción de las industrias de celulosa papel (1993 a 1998)	INEGI ³
AUTAPFO	Porcentaje de autorizaciones para aprovechamiento forestal (1998 a 1999)	INEGI ³
Biofísicas		
PPANAPO	Porcentaje de píxeles en áreas naturales protegidas	SEMARNAT
PPAMEN1500	Porcentaje de píxeles con altitud menor a 1500 m.	MDE
PPA1501-2500	Porcentaje de píxeles con altitud entre 1500 y 2500 m.	MDE
PPA2501-3500	Porcentaje de píxeles con altitud entre 2501 y 3500 m.	MDE
PPAMAY3500	Porcentaje de píxeles con altitud mayor a 3500 m.	MDE
PPPEMEN15	Porcentaje de píxeles con pendiente menor a 15%	MDE
PPPE15-30	Porcentaje de píxeles con pendientes entre 15 y 30%	MDE
PPPEMAY30	Porcentaje de píxeles con pendiente mayor a 30%	MDE
PPAAPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con alto potencial agrícola de los suelos	ECM
PPABPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con bajo potencial agrícola de los suelos	ECM
PPANPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con nulo potencial agrícola de los suelos	ECM
Proximidad		
DMANAPO	Distancia media a áreas naturales protegidas	SEMARNAT
DMAAGR	Distancia media a áreas agrícolas	INE
DMA PAS	Distancia media a áreas de pastizal	INE
DMHIDRO	Distancia media a hidrografía	ECM
DMCARRE	Distancia media a carreteras federales y estatales	ECM
DISTLOCMA	Distancia media a localidades con menos de 2500 habitantes	ECM

Elaboración propia a partir de las siguientes fuentes:

INEGI¹: Censos Generales de Población y Vivienda de 1990 y 2000; ECM: El Colegio Mexiquense;

INEGI²: Censos ejidales de 1991 y 2000; INEGI³: Censos Económicos de 1994;

SEMARNAT: Mapa de áreas naturales protegidas 1:250 000; MDE: Modelo Digital de Elevación 1:250 000 INEGI;

INE: Mapas de uso y ocupación del suelo.

Los aspectos biofísicos son considerados como otros factores que pueden condicionar los usos y coberturas del suelo de modo mixto, ya que algunas veces actúan de manera directa y otras lo hacen de forma indirecta. En el caso de la altitud, se obtuvieron cuatro rangos altitudinales de acuerdo a la fisiografía del Estado. Los rangos de pendiente se obtuvieron tomando en consideración el relieve y características topográficas de la entidad, así como la distribución de los bosques y selvas. La variable

que mide el potencial agrícola de los suelos busca correlacionar como la calidad de suelo puede influir en el cambio de la cobertura del suelo.

Finalmente las variables de proximidad medidas en distancias euclidianas buscan la relación de la ampliación de la frontera agrícola y de las infraestructuras como las carreteras y los asentamientos humanos con la pérdida de bosque y selva.

4.3.2. Métodos de Análisis

4.3.2.1. Regresión Lineal Múltiple (RLM)

En la RLM se realizó un análisis de correlación de *Pearson* entre todas las variables explicativas, descartando aquellas que presentaron valores de correlación mayores a 0,80 (Bocco *et al.*, 2001). También y debido a que algunos de los casos (municipios) tienen un porcentaje de pérdida igual a cero, las variables dependientes fueron normalizadas mediante una función logarítmica $Ln(y_i+1)$, buscando con esta transformación una mayor certeza en la linealidad de los modelos (Pérez, 2005; Montgomery *et al.*, 2005).

Para seleccionar el mejor modelo se utilizó un software estadístico y el algoritmo *forward* (eliminación hacia adelante). Este método prueba y determina las mejores regresiones contenidas en un cierto número de variables (Draper y Smith, 1981). La robustez de cada uno de los modelos fue validada de la siguiente manera: la ausencia de multicolinealidad se verificó utilizando el índice de tolerancia y el factor de inflación de la varianza (FIV). Según Pérez (2005) un FIV grande y un índice de tolerancia pequeña puede indicar posible presencia de colinealidad. Para verificar la correlación serial de los residuos se aplicó la prueba de Durbin Watson, que establece un valor cercano al 2 para evitar problemas de autocorrelación.⁹

⁹ El estadístico Durbin-Watson toma valores entre 0 y 4: alrededor de 2 indica no presencia de correlación serial; cercano a 0 autocorrelación positiva; y, cercano a 4 autocorrelación negativa. Usualmente se considera que entre 1,5 y 2,5 debería existir independencia entre los residuos.

La RLM está basada en el ajuste de una expresión lineal (expr. 4.1) a un conjunto de datos y es una de las más empleadas y usuales en todas las ciencias (Bosque y Moreno, 1994).

$$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n + e \quad (4.1)$$

Donde los subíndices muestran las distintas variables explicativas 1, 2 hasta n y e indica el término del error del modelo. Los signos de los parámetros b_1, b_2, \dots, b_n miden el sentido de la relación entre cada una de las variables explicativas y la variable dependiente, manteniendo constante la influencia de las restantes variables explicativas. Se usaron coeficientes estandarizados por lo que su valor numérico indica el tamaño de la influencia (Bosque y Moreno, 1994).

Si bien la RLM es un método usado en los modelos de cambio de uso y cobertura del suelo (Lesschen, *et al.*, 2005), muestra limitaciones cuando se aplica a datos espaciales. Los resultados obtenidos mediante estos métodos son estadísticas que se aplican a nivel “global”, lo que significa que los resultados obtenidos mediante estos métodos son un conjunto de relaciones que se comportan de manera similar en el territorio (Fotheringham *et al.*, 2000). En realidad este análisis “global” genera un “promedio” o una “síntesis” de los resultados, lo cual no deja de ser una limitante sobre todo cuando se trata de información de tipo geográfico.

4.3.2.2. Regresión Geográficamente Ponderada (RGP)

La estacionaridad de las estadísticas globales que ofrece la RLM y sobre todo que sólo ofrece valores únicos (un R^2 por ejemplo), no proporcionan ninguna información sobre las diferentes influencias en la deforestación que las variables explicativas van a tener en función de su ubicación geográfica. Tampoco se puede realizar una cartografía que ayude a analizar el comportamiento de este estadístico sobre el área de estudio, por lo tanto, una alternativa interesante es aplicar una RGP¹⁰ que ofrece una estimación de cada parámetro en cada municipio analizado.

¹⁰ También denominada en castellano como Regresión Geográficamente Ajustada (Buzai y Baxendale, 2006).

Esta técnica ha sido desarrollada para la exploración y descripción de datos espaciales, particularmente cuando prevalecen relaciones no estacionarias en el espacio (Brundson *et al.*, 1998; Fotheringham *et al.*, 2002). A diferencia de la RLM, esta regresión se realiza a través de puntos localizados en el espacio geográfico (expr. 4.2), de esta forma se asume que, dependiendo de su ubicación (u,v) , la relación puede experimentar variaciones (Fotheringham *et al.*, 2002). De este modo, el modelo puede expresarse de la siguiente forma:

$$Y(u,v) = a(u,v) + b_1(u,v) X_1 + b_2(u,v) X_2 + \dots + b_n(u,v) X_n + e(u,v) \quad (4.2)$$

Donde los coeficientes $b_1, b_2 \dots, b_n$ denotan la magnitud del efecto que tienen las variables explicativas $X_1, X_2 \dots X_n$ tienen sobre la variable explicada Y . El coeficiente b_0 , se denomina término constante y el término e es el error del modelo. Por su parte, la componente (u,v) , indica que los parámetros de la regresión tendrán influencia diferente en cada localización específica; esto es posible gracias a la implementación de un esquema de estimación basado en una ponderación geográfica.

Esta ponderación es elegida de tal manera que aquellas observaciones que son más cercanas en el espacio a la localización donde el parámetro local está siendo estimado, tengan una influencia mayor que aquellas observaciones que provienen de puntos más lejanos, en función de una curva de peso de tipo gaussiano llamada kernel.

Los parámetros estimados para cualquier punto de la regresión dependen, no sólo de las observaciones dadas, sino también de la elección del kernel y su ancho de banda. Se puede utilizar un kernel fijo, que asume que el ancho de banda en cada punto de regresión es constante, o bien un kernel adaptativo que usa un ancho de banda variable. En este último caso, se asignan medidas más grandes cuando los datos están más dispersos, y medidas menores cuando los datos están más cercas o son más abundantes. El ancho de banda variable utiliza una función bi-cuadrática y es el que se ha aplicado en este trabajo (expr. 4.3).

$$W_{ij} = \left(1 - \frac{d_{ij}}{b}\right)^2 \quad \text{si } d_{ij} \leq b$$

$$W_{ij} = 0 \quad \text{si } d_{ij} > b \quad (4.3)$$

Donde d_{ij} es la distancia euclidiana entre el punto i de la regresión y el punto observado j , y b es el ancho de banda. La ponderación de los datos en ese punto es la unidad y la ponderación de los otros datos decrece de acuerdo a la curva gaussiana en tanto la distancia ente i y j se incrementa (Fotheringham *et al.*, 2002).

Gráficamente la regresión está en el punto L_i ; mientras que W_{ij} es la ponderación asociada (al dato) en el punto situado en L_j ; por su parte d_{ij} es la distancia entre el punto (de regresión) L_i y el punto L_j (Figura 4.2).

En la práctica los resultados obtenidos mediante RGP no son sensibles a la elección del tipo de kernel, pero si lo son al ancho de banda, por lo que en la estimación del modelo es necesario determinar un ancho de banda óptimo (Collazos, *et al.*, 2006).

Si el ancho de banda es conocido *a priori* es posible aplicarlo directamente en el modelo, pero si se desconoce se puede aplicar una estimación por validación cruzada o bien una estimación por minimización del Coeficiente de Información de Akaike (CIA).

La estimación mediante el CIA tiene la ventaja de ser más general ya que puede ser aplicada tanto en modelos lineales como en modelos RGP logísticos o de Poisson. También puede ser utilizada para comparar si los resultados de la RGP ofrecen un mejor ajuste que el modelo global tomando en consideración los grados de libertad en los dos modelos (Fotheringham *et al.*, 2002).

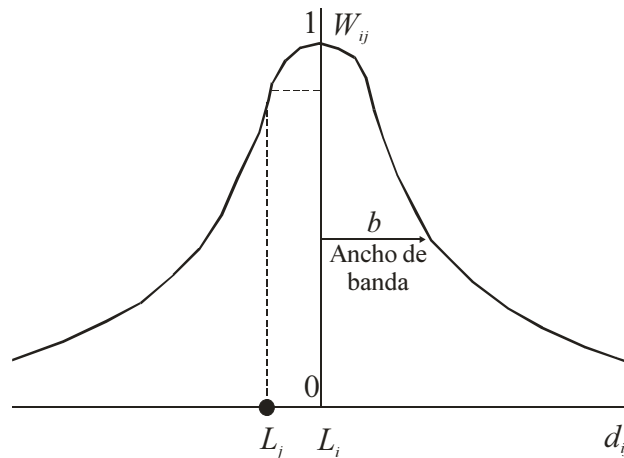


Figura 4.2 Kernel gaussiano
Fuente: Fotheringham *et al.*, (2002)

Para calibrar la función de ponderación espacial e identificar el b óptimo de los modelos de este trabajo, se aplicó el CIA basándose en 122 puntos correspondientes a las coordenadas x,y de los centroides de los municipios. Por otra parte, en la estimación de un modelo de RGP, es útil considerar si el modelo local ofrece una mejora sobre el modelo global. Un procedimiento simple es determinar si las estimaciones de los parámetros locales se muestran no estacionarias de manera significativa (Fotheringham *et al.*, 2000). Una forma de evaluar la presencia de esta variabilidad espacial es mediante un test de significancia basado en técnicas de Monte Carlo. Esta evaluación realiza permutaciones de manera aleatoria en las cuales se reestima el modelo de RGP validando la estabilidad de los coeficientes a los cambios de las coordenadas geográficas. De esta manera se seleccionan variables con significancia estadística al 90%, 95% y 99%.

En la RGP y como una forma de comparación se utilizaron las mismas variables dependientes y los mismos regresores usados en la RLM. De esta forma los modelos del bosque de coníferas, bosque de latifolias, bosque mixto, selva baja caducifolia y el modelo conjunto, fueron ajustados en un SADE (Sistema de Ayuda a la Decisión Espacial) especializado en el análisis de regresión geográficamente ponderada¹¹. Este software calcula tanto para la regresión global, que utiliza el método de Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO), como para la regresión local (RGP), diversos parámetros como: el coeficiente de determinación, el CIA y el R^2 ajustado. Es preciso señalar que se comparan ambas regresiones como una forma de contrastar los modelos, y en segundo lugar para compararlo también con los resultados obtenidos en la RLM realizada en el apartado anterior con un software estadístico independiente.

4.3.2.3. Regresión Logística (RL)

Esta técnica está indicada en situaciones en las que la variable dependiente toma únicamente dos valores que indican la pertenencia a uno de dos grupos, normalmente etiquetados como 0 y 1 (Menard, 2002). También es utilizada cuando los datos geográficos requieren un mayor detalle espacial, tal es el caso de las variables medidas a nivel de píxel. Existe una amplia aceptación de esta técnica en muchos de los trabajos

¹¹ El software utilizado es el GWR 3x desarrollado por Fotheringham *et al.* (2002). <http://ncg.nuim.ie/ncg/GWR/software.htm>.

revisados sobre cambio de uso del suelo y deforestación (Mas *et al.*, 2002; Soares-Filho *et al.*, 2002; Geoghegan *et al.*, 2001; Rosero-Bixby y Palloni, 1998; Serra *et al.*, 2005). En parte también porque este método (a diferencia de la RLM) descansa en supuestos estadísticos menos rígidos.

Al igual que en los métodos anteriores se buscó establecer una relación entre la pérdida de la cubierta forestal, y en este caso variables a nivel de píxel. Para construir los modelos de RL se tomó como variable dependiente dicotómica la pérdida de bosque o selva, la cual tomó un valor de 0 cuando un píxel no tenía pérdida de bosque o selva y un valor de 1 cuando sí la tenía. Las mismas variables utilizadas en las regresiones anteriores fueron espacializadas a nivel de píxel, sólo que en este caso el ajuste de los modelos se realizó en un software SIG que tiene como principal limitante el número máximo de variables independientes a utilizar.¹² Por este motivo se realizó una selección de variables tomando en consideración su grado de correlación y, para evitar problemas de multicolinealidad, se descartaron aquellas variables que tuvieran coeficientes de correlación mayores a 0,80.

Las variables nominales se convirtieron a variables binarias (*dummy*), aunque su uso puede provocar alguna pérdida de información, esta transformación es imprescindible en un análisis de regresión logística (Ebdon, 1982). La variable FRAG_ECOL (fragilidad ecológica) se codificó con valor 1 para las zonas del territorio que presenta niveles altos de fragilidad en sus ecosistemas y 0 donde no las hay. Esta variable fue elaborada para el Programa de Ordenamiento Territorial del Estado de México utilizando como indicadores a la vegetación, el relieve, la pendiente y tipo de suelo (GEM, 1999). Por su parte la variable correspondiente a las áreas naturales protegidas se separó en los tres tipos de protección más importantes que existen en el Estado (estatal, federal y reserva ecológica), con el fin de observar si cada nivel administrativo cumple con la obligación legal de proteger estos espacios naturales.

Las variables dependientes para los modelos de RL fueron: la pérdida de bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto, selva baja caducifolia y la suma de

¹² El algoritmo LOGISTICREG de IDRISI Andes acepta como máximo 20 variables independientes incluyendo el intercepto.

los anteriores (Conjunto). La RL es un método similar a la RLM, pero está adaptada para modelos en los que la variable dependiente es dicotómica (exp. 4.4).

$$\ln \left[\frac{p}{1-p} \right] = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n \quad (4.4)$$

Donde p representa la probabilidad de que un píxel sea transformado a una cobertura o uso diferente al de bosque y selva; x_1, x_2, \dots hasta x_n son las variables explicativas contempladas en el análisis y β son los parámetros estimados por el método de regresión logística.

Los coeficientes de RL pueden utilizarse para estimar la razón de las ventajas de la probabilidad de éxito o de fracaso (*odds ratio*) de cada variable independiente del modelo (Pérez, 2005). Al igual que otros modelos de regresión, los de RL tienen dos funciones principalmente, son útiles para realizar análisis de predicción y también pueden utilizarse para captar la relación que hay entre una variable dependiente y un conjunto de variables independientes. Los modelos aquí empleados se orientan al segundo caso.

Para validar la calidad del ajuste de los modelos se utilizó el estadístico ROC (*Relative Operating Characteristic*). Es una medida directa de la capacidad de discriminación del modelo, que toma valores próximos a 1 cuando existe un buen ajuste con los datos, mientras que un valor cercano a 0,5 significa que el ajuste no es mejor que el obtenido por azar (Benito de Pando y Peñas de Giles, 2007). No existen reglas generales para juzgar los valores ROC en los estudios de cambio de uso y cobertura del suelo, pero algunos consideran que cualquier valor por arriba de 0,7 es considerado aceptable, mientras que valores arriba de 0,8 son excelentes y de 0,9 son excepcionales (Hosmer y Lemeshow, 2000).

Otro parámetro de validación fue el porcentaje de píxeles clasificados correctamente (% PCC). Debido a que la cantidad de píxeles con valor 0 es mucho mayor que la de píxeles con valor 1, se aplicó a los modelos de RL una máscara binaria mediante una muestra espacial aleatoria, de tal manera que el total de valores con 1 y 0 (pérdida y no pérdida) fuera similar y excluyendo del análisis los bosques y selvas

existente en el tiempo 1 (1993). De esta forma también se logró reducir la influencia de la autocorrelación espacial (Cheng y Masser, 2003; Verburg et al., 2004).

De los tres modelos aplicados, la RLM y la RL se pueden considerar modelos no espaciales y muestran estadísticas globales, promedios generalizables a todo el territorio de estudio. Mientras que la RGP se considera un modelo local espacial y muestra estadísticas locales que pueden variar en el territorio. Los modelos de RGP no invalidan las estimaciones de los modelos de RLM y RL, sólo que en este caso se profundiza en el análisis a nivel local. Además de lo anterior, existen otras diferencias importantes entre las características de las estadísticas globales y las locales. La Tabla 4.2 muestra un resumen de algunas de ellas.

Tabla 4.2. Diferencia entre estadísticas locales y globales

Global	Local
Un solo valor estadístico	Múltiples valores estadísticos
Estacionaridad en el espacio	Variabilidad en el espacio
Énfasis en las similitudes a través del territorio	Énfasis en las diferencias a través del territorio
No son cartografiables los resultados	Es posible cartografiar resultados
Dificultad para interactuar con SIG	Es posible interactuar con SIG
Usado para buscar regularidades	Busca excepciones o puntos críticos
No espacial o espacialmente limitado	Es espacial

Fuente: Fotheringham *et al.*, (2002)

4.4. RESULTADOS

4.4.1. Regresión Lineal Múltiple (RLM)

Los resultados de los modelos ajustados de la RLM se muestran en la Tabla 4.3. En la primera columna se muestra el coeficiente estimado beta (β), en la segunda columna, y para poder comparar la intensidad de la relación entre las variables se muestra el mismo coeficiente pero estandarizado (βStd) en la tercera columna se indica el nivel de confianza de las variables seleccionadas (p-valor <0,10).

Tabla 4.3. Resultados de los Modelos de Regresión Lineal Múltiple

Variables	Coníferas			Latifoliadas			Mixto			Selva Baja Caducifolia			Conjunto		
	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.
Intercepto	-2.247		0.000	-1.581		0.008	-1.761		0.000	-0.436		0.001	-1.539		0.111
Socioeconómicas															
DENPOB	1.786	0.11	0.078												
VIULCC				-2.063	-0.16	0.021							-0.995	-0.07	0.084
HOEUSA	0.166	0.23	0.010				0.191	0.24	0.001	0.127	0.23	0.000			
Tenencia de la tierra															
EJIACGA										0.472	0.37	0.001			
EJIACFO	0.627	0.51	0.000	-0.282	-0.30	0.002	0.245	0.44	0.002	-0.116	-0.16	0.000	0.378	0.12	0.000
SUPTICOM	-0.280	-0.16	0.018	0.334	0.18	0.043	0.742	0.38	0.000						
SUPTIPRIV				0.806	0.38	0.001							0.341	0.14	0.002
Disponibilidad de crédito y subsidio															
UPAGCREB				-0.367	-0.20	0.047							-0.273	-0.13	0.024
UPAGSUBP				0.589	0.36	0.000	-0.265	-0.32	0.003	0.138	0.12	0.021	0.038	0.23	0.000
Producción forestal															
AUTAPFO				-0.668	-0.19	0.009				0.279	0.11	0.006	-0.403	-0.10	0.011
Biofísicas															
PPANAPO	0.017	0.13	0.073				-0.024	-0.17	0.009				-0.013	-0.09	0.064
PPAMEN1500	-0.040	-0.23	0.002				0.076	0.40	0.000	0.056	0.42	0.000			
PPA1501-2500													-0.009	-0.10	0.021
PPA2501-3500	0.016	0.22	0.003												
PPAMAY3500	0.167	0.32	0.000	-0.113	-0.21	0.009	-0.122	-0.21	0.002				-0.052	-0.13	0.006
PPPEMEN15													0.021	0.11	0.059
PPPE15-30	0.110	0.44	0.000	0.254	0.57	0.000	0.118	0.42	0.000				0.283	0.54	0.000
PPPEMAY30				-0.175	-0.51	0.001				0.058	0.23	0.000			
PPABPAS							0.016	0.16	0.007						
PPANPAS							-0.195	-0.33	0.000	0.071	0.17	0.003	-0.060	-0.10	0.044
Proximidad															
DMAAGR	0.0001	0.21	0.002	-0.0002	-0.40	0.000	-0.0001	-0.13	0.059	-0.0001	-0.27	0.002	-0.0002	-0.35	0.000
DMCARRE							0.000	0.14	0.010						
R ² (ajustado)		0.60			0.50			0.72			0.84			0.85	
Durbin - Watson S		1.800			2.091			1.967			1.942			2.099	
FIV <		2.324			2.888			2.935			2.772			2.750	

De los cuatro modelos, sólo el del bosque de latifoliadas tiene una calidad baja en su ajuste, ya que sólo explica el 50% de la variabilidad de los datos; por su parte, el modelo correspondiente al bosque de coníferas presenta un ajuste aceptable del 60%, mientras que el resto de los modelos tienen un buen ajuste, llegando el modelo conjunto a explicar el 85% de la varianza.

Estos ajustes pueden considerarse como aceptables en comparación con los reportados en otros trabajos similares. Por ejemplo, el modelo realizado por Alix-García (2007), obtiene el 14% de la variabilidad de los datos. Por su parte Bocco *et al.* (2001), obtienen en su modelo para bosques un R^2 de 0,04, en el modelo para selvas un R^2 de 0,05 y en el modelo que agrupa a ambas coberturas un R^2 de 0,16. En el caso de Blackman *et al.* (2003) lo máximo que obtienen en los modelos que elaboran es un 10% de la varianza de los datos. No obstante, otros trabajos obtienen mejores resultados, con un R^2 ajustado de 0,79 (Reyes *et al.*, 2003), e incluso R^2 mayores a 0,90 (Leyva y Herrera, 2003).

Cuando se utilizan datos geográficos en modelos estadísticos es más complicado cumplir con todos los supuestos requeridos. No obstante, se realizaron diferentes pruebas estadísticas para determinar posibles problemas de autocorrelación y colinealidad entre las variables explicativas. Las dos últimas filas de la Tabla 4.3 muestran los dos indicadores usados para este fin, el estadístico Durbin Watson (DW) y el factor de inflación de la varianza (FIV), los cuales muestran valores aceptables. Para verificar el supuesto de la normalidad se realizó un análisis gráfico de los residuos.

En la Figura 4.3a se presenta el histograma de los residuos estandarizados del modelo del bosque de latifoliadas con suposición de la distribución normal. Como puede observarse existe una buena aproximación, aunque la Figura 4.3b proporciona un mejor diagnóstico. En ella se observa la concentración de los puntos sobre la diagonal, indicando un grado bueno de ajuste a la distribución normal.

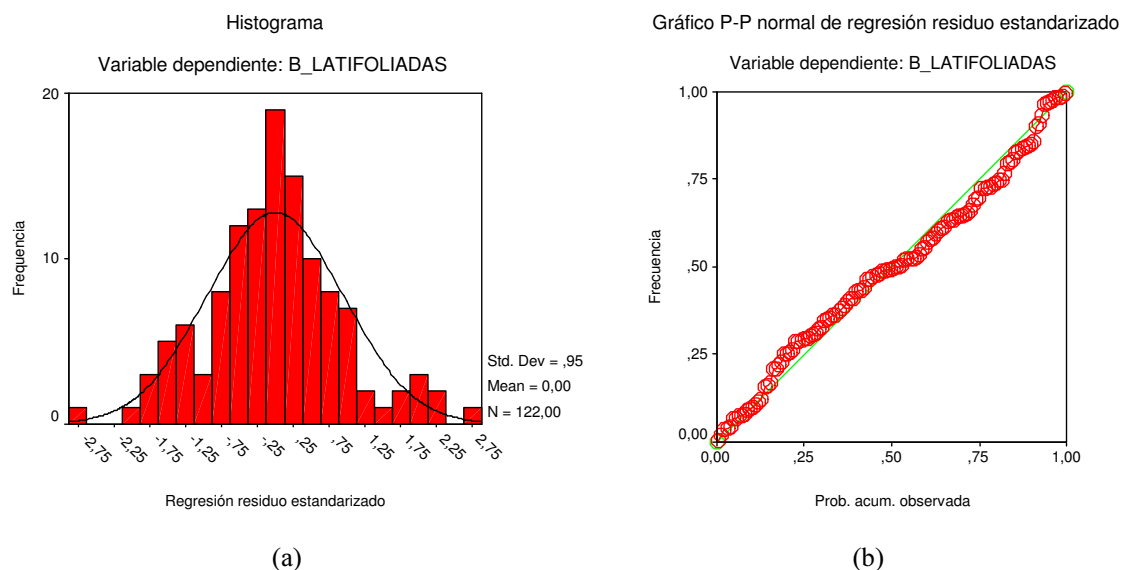


Figura 4.3 Histograma y gráfico de los residuos estandarizados del bosque de latifoliadas

Por otra parte, los modelos que más variables significativas seleccionaron fueron el bosque mixto y el modelo conjunto, mientras que el modelo de la selva baja caducifolia asumió menor cantidad de variables significativas. A pesar del gran número de variables seleccionadas, sólo las variables relacionadas con la variación del número de ejidos con actividades forestales (EJIACFO) y la distancia media a áreas agrícolas (DMAAGR) resultaron significativas para todos los modelos. Más aún, el signo del parámetro estimado de estas variables no fue el esperado en todos los modelos.

La variable porcentaje de píxeles con pendientes entre 15 y 30% (PPPE15-30) se comportó de manera similar en cuatro de los modelos con excepción de la selva baja caducifolia, incidiendo además de manera positiva en todos. De igual forma, el porcentaje de hogares con emigrantes en Estados Unidos (HOEUSA) se comportó muy semejante en tres modelos; sin embargo el signo del parámetro resultó contrario a lo esperado, ya que se esperaba que esta fuerza laboral desplazada hacia el vecino país del norte dejara de ejercer presión sobre el recurso forestal. Por otra parte, las pérdidas del bosque de latifoliadas y de la selva baja caducifolia se están dando principalmente en zonas cercanas a las zonas agrícolas (DMAAGR), no así en el bosque de coníferas y en el bosque mixto.

Una de las diferencias que muestran los modelos ajustados se relaciona con las variables referentes con la producción de la industria maderera. Se puede observar como sólo en la selva baja caducifolia, el aumento de las autorizaciones para aprovechamiento forestal (AUTAPFO) impacta en la pérdida de la cobertura forestal, mientras que en los otros modelos no es significativa o bien no incide de manera directa en la pérdida.

Revisando detenidamente los valores estandarizados de cada uno de los modelos, se observa que la pérdida del **bosque de coníferas** se presentó principalmente por el aumento del número de ejidos que tienen actividades forestales (EJIACFO), en zonas con pendientes entre 15 y 30% (PPPE15-30) y en altitudes mayores a 3500 m. (PPAMAY3500). Por otra parte, la dirección de la relación en la variable porcentaje de hogares con emigrantes en Estados Unidos (HOEUSA) se comportó contraria a lo esperado, ya que se supone que esta fuerza laboral desplazada hacia el vecino país del norte dejaría de ejercer presión sobre el recurso forestal, pero los resultados muestran lo contrario. Asimismo, la variable densidad de población (DENPOB) confirma la importancia del factor demográfico en la pérdida de este tipo de bosque. No deja tampoco de ser significativo que las áreas naturales protegidas (PPANAPO) no cumplen su función preservadora, al menos en este tipo de bosque.

La pérdida del **bosque de latifoliadas** ocurrió principalmente en zonas con pendientes entre 15 y 30% (PPPE15-30), cercanas a zonas agrícolas (DMAAGR) y en superficies de tierras con régimen privado (SUPTIPRIV). Este resultado indica de alguna forma que las políticas de privatización que sufrieron los ejidos en el campo mexicano a principios de la década de los noventa no han sido del todo adecuadas. También si observamos el valor estandarizado de las unidades de producción agroforestal que obtuvieron subsidios (UPAGSUBP) se observa como las tierras con régimen comunal (SUPTICOM) también inciden de manera positiva. A pesar de que el modelo revela que ambos regímenes de propiedad inciden en la pérdida del bosque de latifoliadas, hay propuestas que apuestan a la capacidad regulatoria de los mercados, haciendo de la privatización de los bienes comunes la alternativa privilegiada de acceso a los recursos naturales y única capaz de hacer viables las prácticas de cuidado ambiental (Merino, 2004).

El modelo correspondiente al **bosque mixto** presenta un porcentaje de explicación de la varianza del 72%. Destaca porque la variable ejidos con actividades forestales (EJIACFO) tiene el coeficiente estandarizado más elevado, pero el signo de la relación no es el esperado. Estas áreas en México, son manejadas por ejidatarios a través de empresas forestales comunitarias y se supone que sus habitantes se benefician del bosque y tienen un papel activo en la conservación de las tierras forestales que tradicionalmente han usado y poseído (Klooster y Ambinakudige, 2007). No obstante el resultado obtenido en este modelo, al igual que en el de bosque de coníferas, muestra que la pérdida del bosque existe dentro de este tipo de ejidos. Por otra parte, la pendiente y la altitud condicionan de manera importante la pérdida de bosque mixto. La relación positiva del porcentaje de píxeles de áreas con bajo potencial agrícola de los suelos (PPABPAS) indica que estas áreas se están deforestando para abrir espacios agrícolas (DMAAGR), sin tomar en cuenta que los rendimientos de estas tierras decaerán después de poco tiempo.

En el modelo de la **selva baja caducifolia** se puede apreciar, según los coeficientes estandarizados, que el factor que más influye es la altitud (PPAMEN1500), seguido de los ejidos con actividades ganaderas (EJIACGA) y del aumento en el porcentaje de hogares con emigrantes en Estados Unidos (HOEUSA). Cabe recordar que en el capítulo anterior se detectó una transformación de selvas a pastizales en zonas del sur del Estado, por lo que este resultado de alguna forma confirma que este cambio de ocupación del suelo se debe, entre otros factores, a la necesidad de abrir espacios a la ganadería extensiva (Casas y Aguilar, 2005).

También se ve como sólo en este modelo las autorizaciones para aprovechamiento forestal (AUTAPFO) intervienen de manera significativa aunque no muy intensamente en la pérdida de la selva baja, lo que expone una falta de control en este tipo de políticas institucionales. En el caso del porcentaje de píxeles de áreas con nulo potencial agrícola de los suelos (PPABPAS) indica una acción similar al bosque mixto donde se detectan áreas que se están deforestando para abrir espacios agrícolas, la dirección de la relación de la variable distancia media a áreas agrícolas así lo confirma (DMAAGR).

El modelo **conjunto** que agrupa las cuatro categorías anteriores muestra un nivel de explicación bastante bueno (85%), de hecho es el más alto de todos los modelos

ajustados. Según los coeficientes estandarizados, la pérdida de bosques y selvas se está presentando sobre todo en las zonas con pendientes entre 15 y 30% (PPPE15-30) y cercanas a áreas agrícolas (DMAAGR). Asimismo los subsidios otorgados por el gobierno para actividades agroforestales (UPAGSUBP), las superficies de tierras con régimen privado (SUPTIPRIV) y los ejidos con actividades forestales (EJIACFO) son factores que influyen en la pérdida de todas estas coberturas vegetales.

Finalmente, señalar que los espacios naturales protegidos cumplen su función de manera general en la zona de estudio, salvo en el caso del bosque de coníferas. Así también las carreteras de la entidad, en esta escala de trabajo, no influyen en la pérdida del bosques y selva. Los resultados muestran además que los créditos bancarios que solicitan las unidades de producción agroforestal no tienen un impacto en la pérdida de las coberturas forestales, así como tampoco la variación del número de viviendas que usan leña o carbón como combustibles.

A manera de resumen, la Figura 4.4 muestra una comparación de los coeficientes estandarizados, donde se observa con mayor claridad la dirección y la intensidad de la relación con la variable dependiente de cada una de las variables más significativas seleccionadas por los modelos.

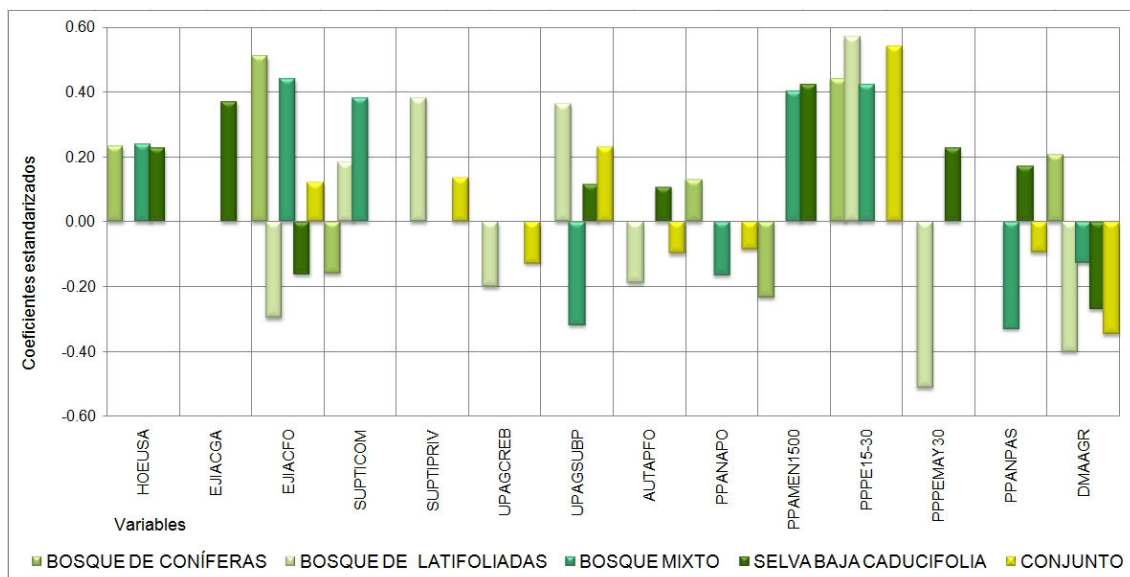


Figura 4.4. Comparación de los coeficientes estandarizados más significativos de los modelos ajustados mediante regresión lineal múltiple.

4.4.2. Regresión Geográficamente Ponderada (RGP)

Los modelos ajustados mediante RGP se muestran en la Tabla 4.4. Se decidió incluir algunos de los parámetros de la regresión global (MCO) y de la regresión local (RGP), con la intención de contrastar de manera general ambos modelos y verificar si efectivamente la RGP explica mejor el fenómeno estudiado. La razón de incluir en la primera columna de la tabla el valor t global de las variables, es analizar cómo se comporta la dirección de la relación y el nivel de significancia estadística en la regresión global. Mientras en la segunda columna de la tabla se pueden observan aquellas variables que presentan algún grado de variabilidad espacial según su nivel de significancia estadística.

Si se comparan ambos modelos (global y local), se observa que hay variables que pueden ser significativas en el modelo global pero no lo son en el modelo local, variables que son significativas en los dos modelos y variables que no son significativas en el modelo global pero sí lo son en el modelo local, es decir, estas variables tienen una variación espacial significativa y si se trasladan a un mapa probablemente sean significativas de manera positiva en algunas zonas y negativa en otras. Estos últimos casos son los que merecen mayor atención.

El incremento del R^2 ajustado y el test de F -ANOVA confirman que los modelos ajustados por RGP explican significativamente mejor la varianza de los datos que los modelos globales. Todos los modelos ajustados subieron considerablemente su nivel de explicación de la varianza, destacando el modelo conjunto que alcanza un valor del R^2 ajustado del 91%, subiendo 8 puntos de % con respecto al valor del modelo global. Sin embargo, posiblemente exista un sobreajuste en los modelos por el número de variables independientes utilizadas y un relativo pequeño número de casos. No obstante, otros estudios revisados que utilizan RGP presentan diferencias entre ambas técnicas de más del 20% de la varianza (Farrow *et al.*, 2005; Clement *et al.*, 2009).

Tabla 4.4 Resultados de los Modelos de Regresión Geográficamente Ponderada

Variables	Coníferas		Latifolias		Mixto		Selva Baja Caducifolia		Conjunto	
	<i>Valor t</i> Global	<i>Valor p</i> + Local	<i>Valor t</i> Global	<i>Valor p</i> + Local	<i>Valor t</i> Global	<i>Valor p</i> + Local	<i>Valor t</i> Global	<i>Valor p</i> + Local	<i>Valor t</i> Global	<i>Valor p</i> + Local
Intercept	1.20	0.10*	1.92 **	0.29	-1.76 **	0.51	1.87 **	0.24		
Socioeconómicas										
POBTOT					0.58	0.08*				
DENPOB	-0.98 *	0.16			-0.80	0.10*				
PHLIND	-0.07	0.47			1.00	0.03**				
PEAPR	1.49	0.62			0.17	0.03**				
VIULCC	0.80	0.01***	-1.42 *	0.57					-1.69 **	0.27
HOEUSA	1.52 *	0.19			2.16 **	0.03**	2.73 ***	0.39	0.26	0.05**
INMARG	-0.57	0.04**								
Tenencia de la tierra										
EJIACRE	-0.71	0.07*							-2.28 **	0.08*
EJIACFO	1.80 **	0.39	-2.65 ***	0.12	2.16 **	0.51	-2.25 **	0.02**	2.46 ***	0.55
SUPTICOM	-1.35 *	0.69	0.52	0.00***	4.62 ***	0.00***			1.11	0.01***
SUPTIPRIV	-0.25	0.00***	0.83	0.10*			0.83	0.03**	2.89 ***	0.26
Disponibilidad de crédito y subsidio										
UPAGCREB			-1.80 **	0.85					-1.87 **	0.22
UPAGSUBP	-0.11	0.04**	2.68 ***	0.09*	-1.41 *	0.00***	1.54 *	0.05**	0.33	0.09*
Producción forestal										
PASYCAR					-1.64 *	0.07*				
AUTAPFO			-1.79 **	0.83			1.92 **	0.08*	-2.21 **	0.29
Biofísicas										
PPANAPO	1.56 *	0.22	0.42	0.00***	-2.15 **	0.05**			-1.65 *	0.16
PPAMEN1500	-1.38 *	0.03	-1.98 **	0.07*	1.88 **	0.31	1.63 *	0.17		
PPA1500Y2500	-1.31 *	0.10			1.71 **	0.59	-1.86 **	0.29	-1.82 **	0.94
PPC2501Y3500	-1.27 **	0.12			1.71 **	0.59	-1.87 **	0.26		
PPAMAY3500			-2.22 **	0.16	1.32 *	0.50	-2.13 **	0.13	-2.92 ***	0.81
PPPEMEN15									1.12	0.05**
PPPE15Y30	2.35 ***	0.15	4.58 ***	0.01***	3.02 ***	0.49			3.05 ***	0.19
PPPEMAY30			-0.51	0.04**			2.18 **	0.99	-0.56	0.01***
PPANPAS			-0.42	0.06*	-2.06 **	0.45	1.37 *	0.82	-1.36 *	0.08*
Proximidad										
DMAAGR	1.68 **	0.22	2.71 ***	0.31	-1.94 **	0.01***			-4.59 ***	0.48
DMHIDRO			0.12	0.03**	-2.09 **	0.78				
DMCARRE					2.45 ***	0.88	1.40 *	0.05**	1.30 *	0.06*
CIA RG	649.91		634.86		573.98		395.59		543.71	
CIA RGP	577.88		612.89		549.27		398.94		512.67	
RG R2 ajustado	0.56		0.51		0.72		0.82		0.83	
RGP R2 ajustado	0.79		0.69		0.80		0.88		0.91	
FIV	2.32		2.89		2.94		2.77		2.75	

RG: Regresión Global; RGP: Regresión Geográficamente Ponderada; CIA: Coeficiente de Información de Akaike; FIV: Factor de Inflación de la Varianza

* Significativo al 10% ** Significativo al 5% *** Significativo al 1%

+ Variabilidad espacial de los parámetros

 Nota: En los modelos solamente se incluyeron las variables que tuvieron alguna significancia estadística en el *valor t* global y/o en el *valor p* local

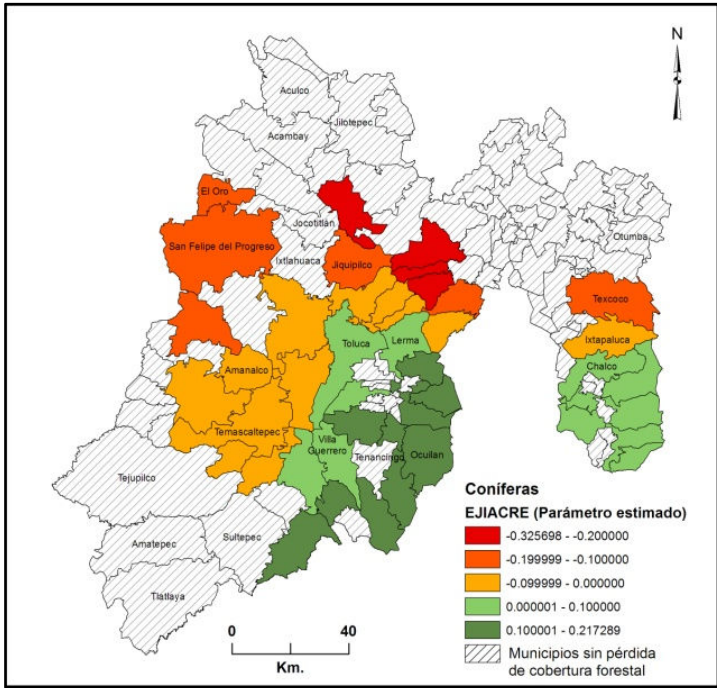
Los cinco modelos ajustados seleccionaron variables con diferentes niveles de variabilidad espacial significativa, siendo el bosque de latifoliadas y el bosque mixto los que mayor cantidad de variables explicativas seleccionaron, mientras que el modelo de la selva baja caducifolia seleccionó la menor cantidad de variables. La única variable que exhibe una variabilidad espacial significativa en todos los modelos fue la variación del porcentaje de unidades de producción agroforestal que tienen subsidios (UPAGSUBP).

En el primer modelo ajustado correspondiente al **bosque de coníferas** se seleccionaron 7 variables y el intercepto con un p-valor significativo, de las cuales 5 presentan una variación espacial positiva y negativa significativa. Destacan las variables relacionadas con la tenencia de la tierra y con la disponibilidad de crédito y subsidio.

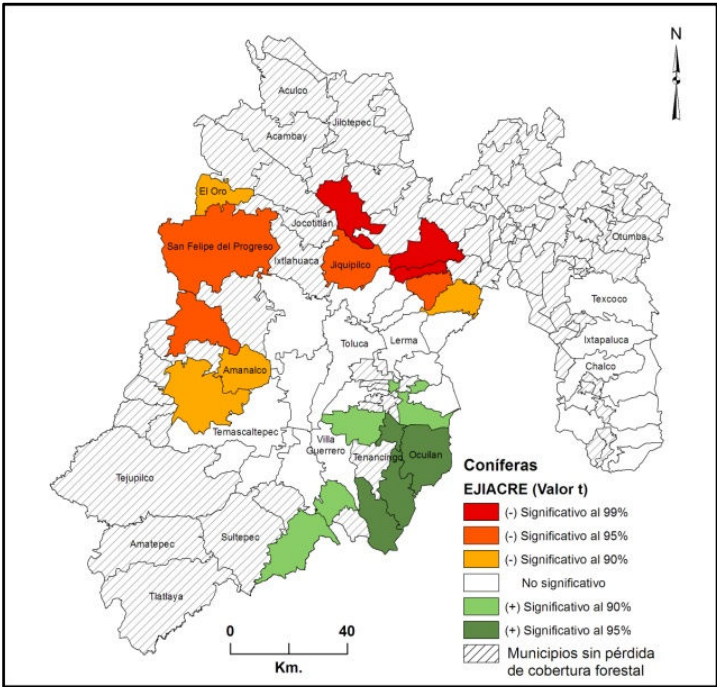
Como ya se ha visto, la “regresión global”, sólo muestra una estadística para todo el territorio, en este caso el aumento en el número de ejidos con actividades recreativas (EJIACRE) muestra una relación negativa con la pérdida del bosque de coníferas (ver Tabla 4.4), pero si se cartografían los resultados de la RGP, el signo del parámetro estimado de esta variable cambia a través del territorio (Figura 4.5a). Más aún, si se toma en consideración los intervalos de confianza del valor t, sólo algunos de los municipios del sureste muestran una relación positiva significativa, mientras que otros del norte y noroeste lo hacen de forma negativa. Esto significa que existen actividades recreativas en diferentes áreas naturales ubicadas en los municipios como Ocuilan, Malinalco, Zumpahuacán y Joquicingo que están provocando la alteración y deforestación de este tipo de bosque, mientras que este tipo de actividades no tienen ningún impacto en municipios como Isidro Fabela, Nicolás Romero, Morelos y otros colindantes al Estado de Michoacán (Figura 4.5b).

Existen otras variables como la variación en el número de viviendas que usan leña como combustible (VIULCC), que también muestran variabilidad espacial. Es decir, existen municipios donde algunos de sus habitantes están realizando algún tipo de tala hormiga para poder abastecerse de energía, pero la diferencia es que mientras en algunos municipios el impacto de esta actividad se refleja en la pérdida de bosque de coníferas en otros esta actividad no impacta directamente. Dado a que los municipios

donde la relación es negativa son principalmente urbanos, es probable que el acceso a la energía no se obtenga solamente de la leña, mientras en los municipios con más localidades rurales, la relación es positiva.



(a)



(b)

Figura 4.5 Distribución espacial de los parámetros estimados (a) y el valor-t (b) de la variable EJIACRE en el modelo ajustado del bosque de coníferas.

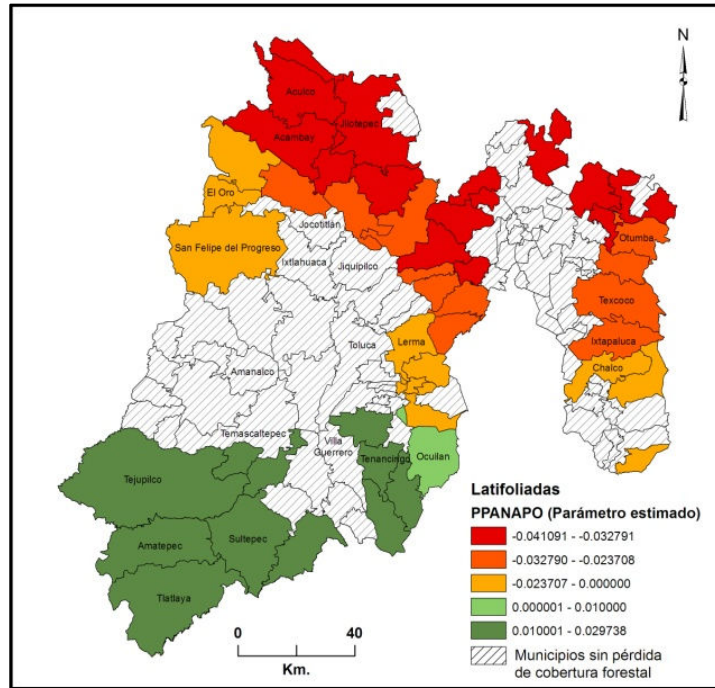
En el modelo correspondiente al **bosque de latifoliadas** es evidente que las variables biofísicas son las que muestran mayor variabilidad espacial significativa y sólo 2 de ellas tiene una variación positiva y negativa significativa. Una de ellas es la que mide el porcentaje de píxeles en áreas naturales protegidas (PPANAPO). Esta variable influye en ambas direcciones en la pérdida de este tipo de bosque.

Los parámetros estimados de la Figura 4.6a muestran claramente como las zonas naturales con protección gubernamental que se ubican en los municipios del sur del Estado no cumplen totalmente con su objetivo de preservar y conservar el bosque de latifoliadas en este caso. Es evidente también la disminución de bosques de latifoliadas en el norte del Estado, aunque los resultados indican que en esta región la pérdida sucede fuera de las áreas naturales protegidas, mientras que en el sur la destrucción ocurre dentro de estas áreas. La pérdida del bosque de latifoliadas en los municipios de Tejupilco, Amatepec y Tlatlaya en 9 años fue de 21.425 ha. Esta cifra parece confirmar que tal vez el Parque Estatal Sierra de Nanchititla y la Reserva Ecológica Río Grande San Pedro ubicados dentro de los límites de estos municipios no están actuando adecuadamente en las tareas de protección del bosque de latifoliadas. Por otra parte, la Figura 4.6b muestra que casi todos los municipios que tienen pérdida de este tipo de bosque muestran una variabilidad positiva y negativa significativa al 90% e incluso al 95%.

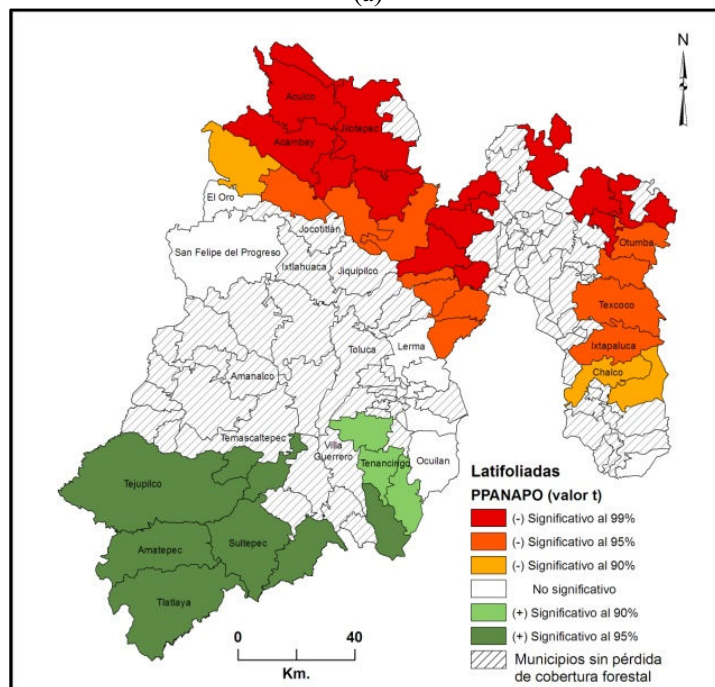
Por su parte el modelo ajustado para el **bosque mixto** incluyó también 9 variables con un p-valor significativo. En este modelo los aspectos socioeconómicos son los que muestran mayor variabilidad espacial, pero es la variable relacionada con los subsidios agroforestales (UPAGSUBP) la que incide significativamente de forma positiva y negativa a través del territorio.

Los valores del parámetro estimado que se presentan en la Figura 4.7a indican que el incremento de estos subsidios en algunos municipios del norte de la entidad está ocasionando que aumente considerablemente la pérdida de bosque mixto. No obstante sólo los municipios de Jilotzingo, Isidro Fabela y Nicolás Romero alcanzan a un nivel de confianza positiva del 95%. Por otro lado, es evidente que en los municipios del sur y del oeste mexiquense la variación de estos subsidios no incide en la pérdida del bosque

mixto (Figura 4.7b). La razón de este patrón espacial se debe principalmente a que en los municipios del norte, gran parte de su cubierta forestal corresponde a bosque mixto, mientras que en los municipios del sur predomina la selva baja caducifolia.

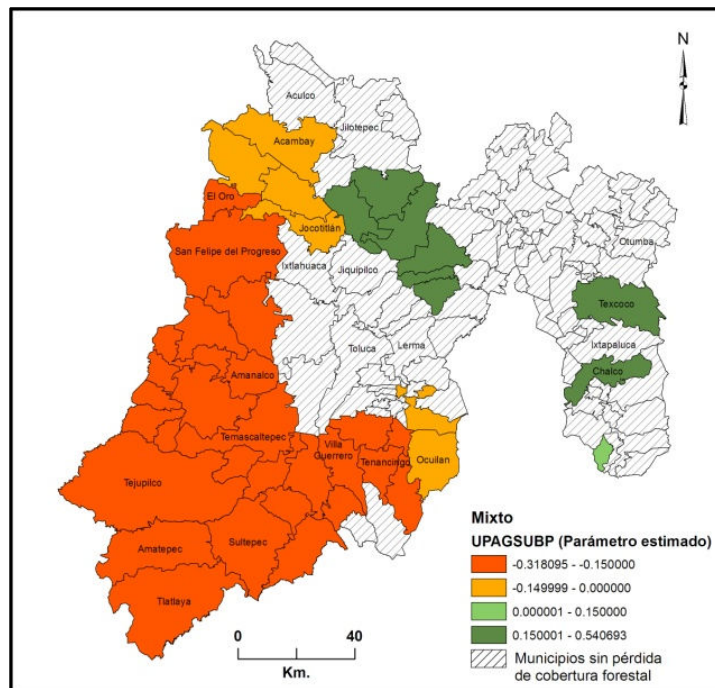


(a)

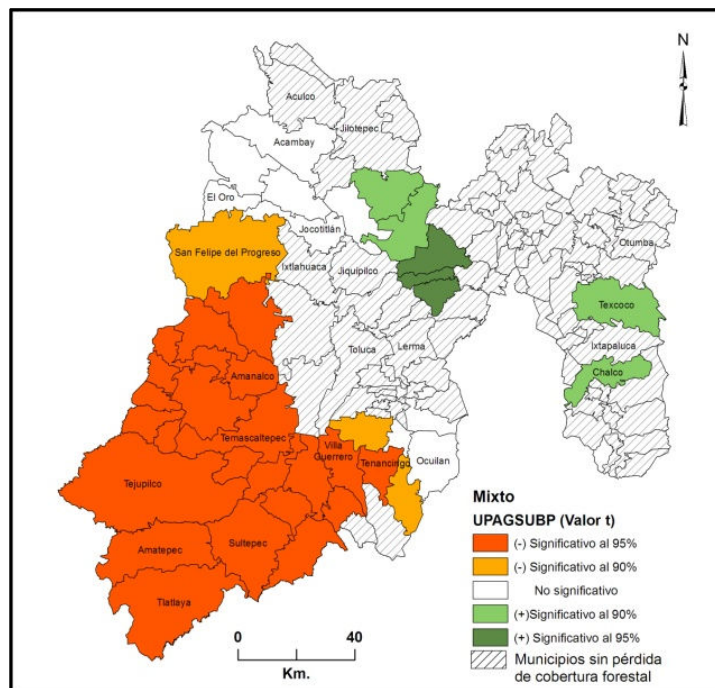


(b)

Figura 4.6 Distribución espacial de los parámetros estimados (a) y el valor-t (b) de la variable PPANAO en el modelo ajustado del bosque de latifoliadas.



(a)



(b)

Figura 4.7 Distribución espacial de los parámetros estimados (a) y el valor-t (b) de la variable UPAGSUBP en el modelo ajustado del bosque mixto

En el caso del modelo correspondiente a la **selva baja caducifolia** 5 variables resultaron con variabilidad espacial significativa. Las variables que resultaron tener variabilidad positiva y negativa significativa fueron los subsidios agroforestales

(UPAGSUBP) y el porcentaje de autorizaciones para aprovechamiento forestal (AUTAPFO).

Los resultados de esta última muestran que existe una correlación positiva en municipios con amplias superficies de selva baja caducifolia en el sur del Estado. La Figura 4.8a muestra como en los municipios de Tlatlaya, Amatepec, Sultepec y Tejupilco el aumento de estos permisos incide directamente en la pérdida de este tipo de cobertura forestal, mientras que en los municipios de Zacualpan, Ixtapan de la Sal, Villa Guerrero, Tenancingo y Ocuilan sucede lo contrario. Esta relación negativa indica que el aprovechamiento silvícola posiblemente se oriente a otro tipo de cobertura forestal, la escasa cantidad de hectáreas perdidas de selva baja caducifolia así lo sugiere.

Los datos de la Figura 4.8b confirman que todos los municipios del sur que tienen selva baja caducifolia tienen una relación positiva y negativa significativa, al menos a un nivel de confianza del 90%.

Finalmente los resultados del modelo **conjunto** muestran que las variables relacionadas con la actividad humana tienen una variabilidad espacial significativa y un impacto positivo mayor que los aspectos biofísicos (ver Tabla 4.4). Este modelo capturó 8 variables con variabilidad espacial significativa, pero sólo la relacionada con las unidades de producción agroforestal que tienen subsidios (UPAGSUBP) tiene una relación positiva y negativa significativa en los parámetros estimados. Cuando esta variable se analiza de manera conjunta se observa más claramente la dirección e intensidad de su relación con la pérdida de bosque y selva a través del territorio del Estado de México.

Es evidente que en la zona norte los subsidios que otorga el gobierno mexicano a las unidades de producción agroforestal están incidiendo de alguna manera en la pérdida de los bosques, sobre todo de latifoliadas y mixto (Figura 4.9a), mientras que en el sur se visualiza el fenómeno contrario. Tal vez la razón se deba a que en esta zona se ubican principalmente las selvas bajas caducifolias, las cuales han sido alteradas y deforestadas principalmente para actividades ganaderas extensivas más que para actividades agrícolas. Para confirmar esta diferencia, la Figura 4.9b revela de forma significativa los municipios que incide de manera positiva en el norte y de manera negativa en el sur.

Este dato refleja de algún modo la falta de sostenibilidad ambiental de esta actividad en la región norte del Estado, debido en parte a la persistencia de un modelo de desarrollo nacional que promueve y solapa el manejo de formas incongruentes de producción que afectan al ambiente.

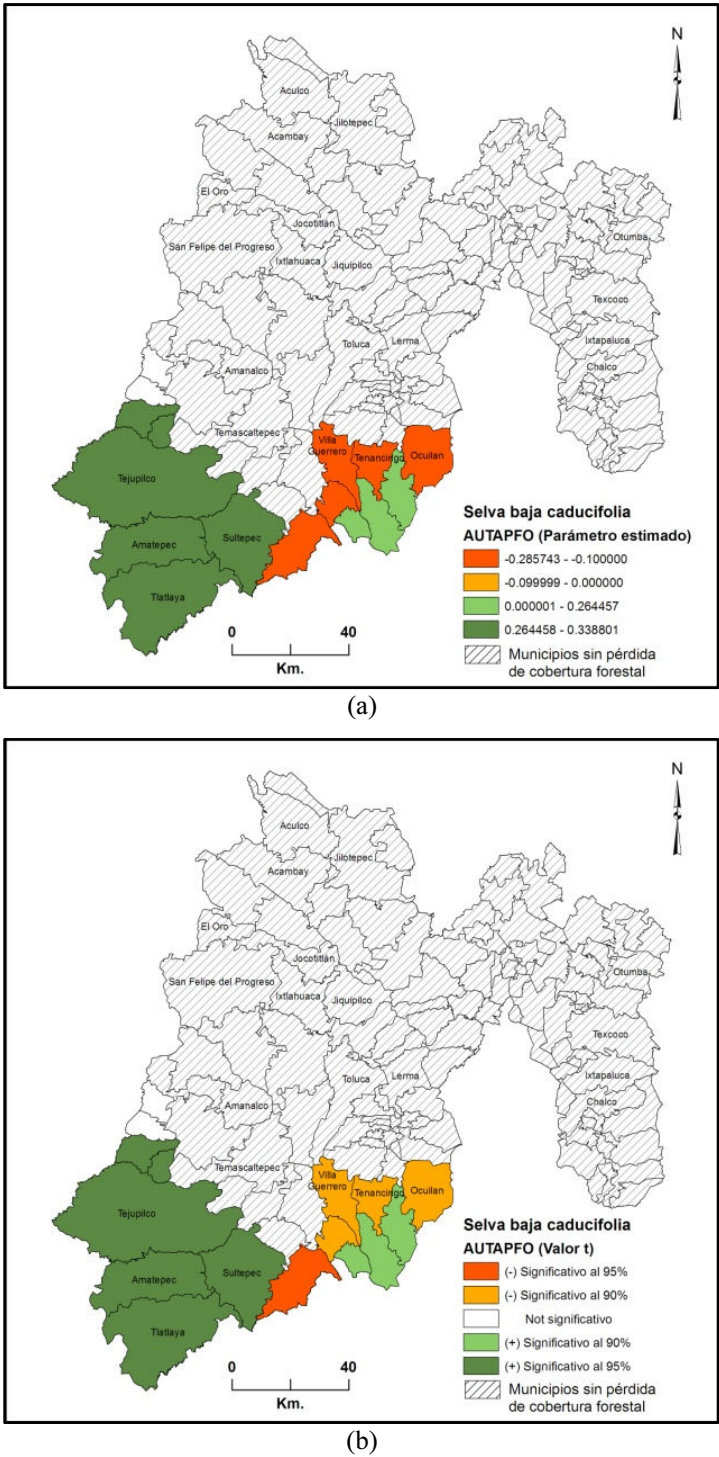
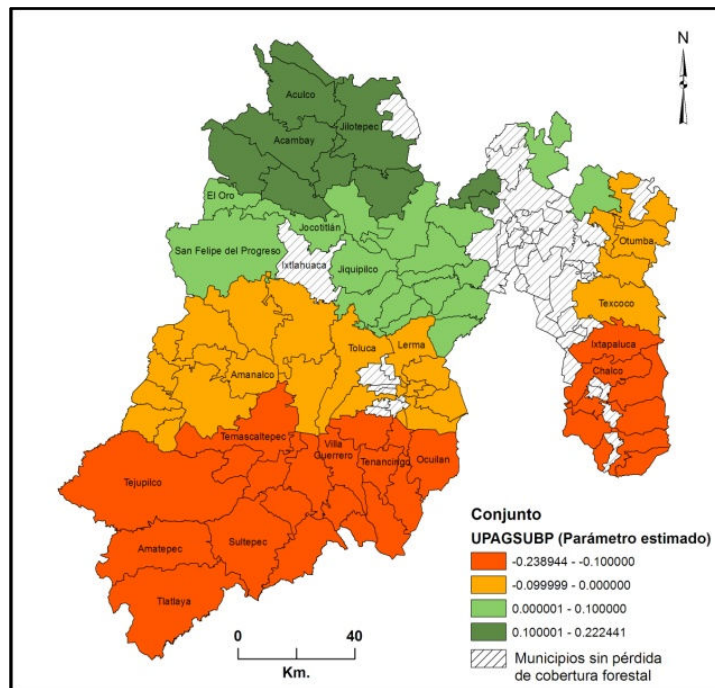
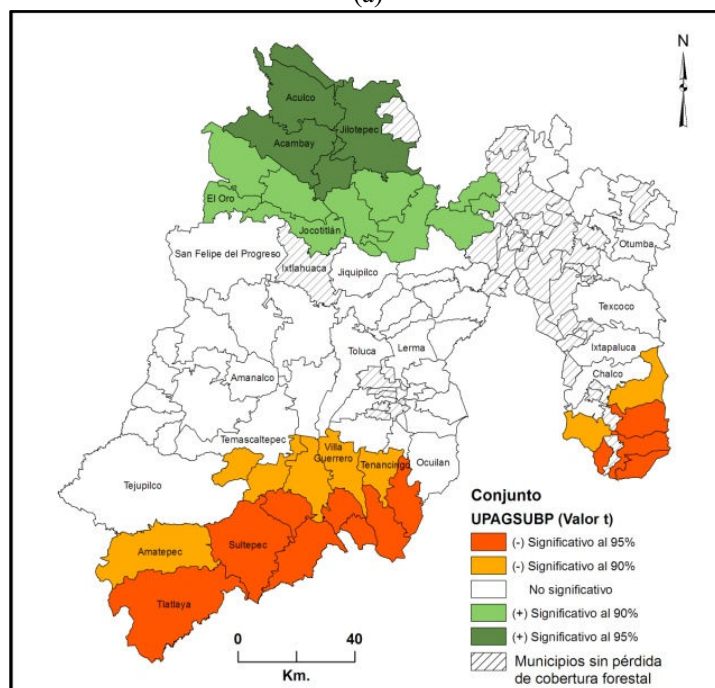


Figura 4.8 Distribución espacial de los parámetros estimados (a) y el valor-t (b) de la variable AUTAPFO en el modelo ajustado de la selva baja caducifolia.



(a)



(b)

Figura 4.9 Distribución espacial de los parámetros estimados (a) y el valor-t (b) de la variable UPAGSUBP en el modelo ajustado conjunto

Otra importante distribución espacial obtenida del análisis de RGP es la variación espacial del ajuste del modelo. En este caso los valores del R^2 local del modelo conjunto mostrados en la Figura 4.10 presentan una variación de 0,890 a 0,932, si recordamos el

modelo global explica el 83% de la varianza de los datos, el cual se encuentra por debajo de los valores del R^2 locales. Por lo tanto, todos los municipios en este modelo tienen un mejor ajuste que el modelo global. Se puede observar que los municipios del sur del Estado presentan valores de R^2 más altos, por lo que se deduce que las relaciones entre las variables seleccionadas por el modelo y la pérdida de bosques y selvas están mejor capturadas por el modelo de RGP en esta región.

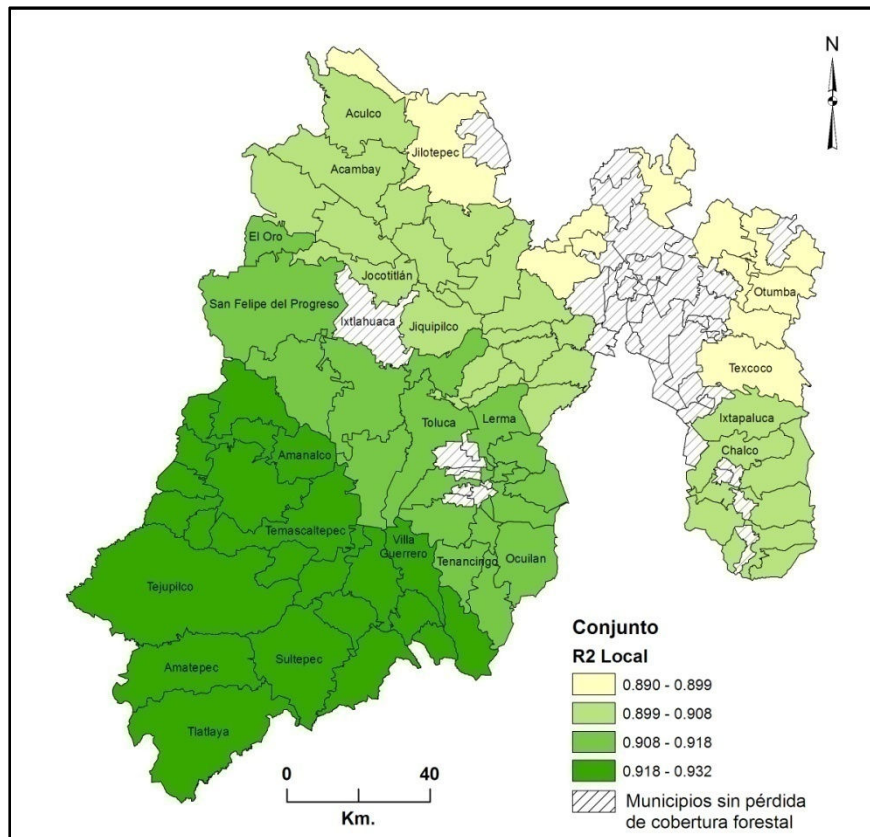


Figura 4.10 Distribución espacial de los valores del R^2 locales en el modelo ajustado conjunto

4.4.3. Regresión Logística (RL)

Para estudiar las variables a nivel de píxel se realizaron cinco modelos de regresión logística. La Tabla 4.5 muestra los resultados de los modelos ajustados por este método, en la primera columna se presenta el coeficiente estimado, en la segunda el coeficiente estandarizado y en la última el exponente del coeficiente también llamado *odd ratio*. Se trata de tres formas diferentes de expresar lo mismo (Menard, 2002).

Tabla 4.5 Resultados de los Modelos de Regresión Logística

Variables	Coníferas			Latifoliadas			Mixto			Selva Baja Caducifolia			Conjunto		
	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)
Intercepto	3.47169			3.26751			4.37981			3.83465			2.41326		
Socioeconómicas															
DENPOB	-0.72170	0.00	0.49	-0.56461	0.00	0.57	1.04339	0.00	2.84	-1.61845	0.00	0.20	0.39904	0.00	1.49
Tenencia de la tierra															
EJIACAG	-0.53478	0.00	0.59	0.40750	0.00	1.50	-0.32140	0.00	0.73	0.11297	0.00	1.12	-0.13128	0.00	0.88
EJIACGA	0.02923	0.00	1.03	-0.04426	0.00	0.96	0.01517	0.00	1.02	-0.01025	0.00	0.99	0.01227	0.00	1.01
EJIACRE	0.01164	0.00	1.01	0.06790	0.00	1.07	0.03771	0.00	1.04	0.05796	0.00	1.06	0.00597	0.00	1.01
PASYCAR	0.02034	0.00	1.02	0.02366	0.00	1.02	0.04249	0.00	1.04	0.10917	0.00	1.12	0.01577	0.00	1.02
SUPTICOM	-0.00037	0.00	1.00	0.00009	0.00	1.00	0.00001	0.00	1.00	-0.00010	0.00	1.00	0.00003	0.00	1.00
SUPTIPRIV	-0.00016	0.00	1.00	-0.00006	0.00	1.00	-0.00006	0.00	1.00	-0.00009	0.00	1.00	-0.00004	0.00	1.00
Biofísicas															
ANP_EST	0.70452	0.00	2.02	-0.46933	0.00	0.63	-0.41912	0.00	0.66	-0.07073	0.00	0.93	-0.08938	0.00	0.91
ANP_NAC	0.76194	0.00	2.14	-0.17051	0.00	0.84	0.54122	0.00	1.72	-0.11991	0.00	0.89	-0.01773	0.00	0.98
ANP_RESEC	0.60969	0.00	1.84	-0.26171	0.00	0.77	-1.04279	0.00	0.35	-0.01122	0.00	0.99	-0.29700	0.00	0.74
ALTITUD	-0.00062	0.00	1.00	-0.00038	0.00	1.00	-0.00080	0.00	1.00	-0.00093	0.00	1.00	-0.00066	0.00	1.00
PENDIENTES	-0.06330	0.00	0.94	-0.01589	0.00	0.98	-0.04632	0.00	0.95	-0.00928	0.00	0.99	-0.04160	0.00	0.96
FRAG_ECOL	0.58631	0.00	1.80	0.55358	0.00	1.74	0.16734	0.00	1.18	2.09427	0.00	8.12	0.62928	0.00	1.88
Proximidad															
DIST_PAST	-0.00015	0.00	1.00	-0.00066	0.00	1.00	-0.00035	0.00	1.00	-0.00044	0.00	1.00	-0.00044	0.00	1.00
DIST_HIDRO	-0.00183	0.00	1.00	-0.00212	0.00	1.00	-0.00054	0.00	1.00	0.00047	0.00	1.00	0.00005	0.00	1.00
DIST_CARRE	-0.00090	0.00	1.00	-0.00016	0.00	1.00	-0.00181	0.00	1.00	0.00020	0.00	1.00	-0.00025	0.00	1.00
DIST_LOCMA	-0.00054	0.00	1.00	0.00006	0.00	1.00	-0.00159	0.00	1.00	-0.00097	0.00	1.00	-0.00067	0.00	1.00
ROC	0.87			0.78			0.84			0.92			0.89		
%PCC	89.76			96.90			94.09			95.68			86.09		

Si se grafican los coeficientes estandarizados (*beta*) se observa con mayor claridad como las variables de proximidad son las que inciden con mayor fuerza en todos los modelos (Figura 4.11), mientras que las variables relacionadas con aspectos de la tenencia de la tierra tienen también un papel importante en la pérdida de la cobertura forestal; por ejemplo, el porcentaje de superficie de tierras con régimen privado (SUPTIPRIV) tiene un peso considerable en todos los modelos ajustados, aunque su relación negativa. En cuanto a la variación en el número de ejidos con actividades recreativas (EJIACRE) y la producción de los aserraderos y carpinterías (PASYCAR), tienen una relación positiva con la variable dependiente, pero en algunos modelos el peso de los coeficientes no es muy grande. Lo mismo sucede con los factores biofísicos como la altitud y la pendiente, aunque en este caso la dirección de la relación es negativa en todos los modelos.

Así también existen áreas que tienen alta fragilidad ecológica y donde el impacto ambiental provocado por los procesos de deforestación o alteración hace que su posible restauración presente grandes dificultades (GEM, 2000). La selva baja caducifolia es la que presenta con mayor intensidad este problema.

Si comparamos estos resultados con los obtenidos mediante RLM, se observa que algunas de las áreas naturales protegidas en el Estado de México no cumplen con su objetivo de preservar y conservar los ecosistemas forestales. Lo anterior se confirma con los datos obtenidos mediante RL, principalmente en el bosque de coníferas que tiene coeficientes positivos en dos de los tres tipos de áreas naturales protegidas analizadas. De igual forma, algunos estudios realizados dentro de algunas de estas zonas parecen coincidir con lo encontrado en este estudio, como en el caso de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (Ramírez y Zubieta, 2005) y del Parque Nacional Nevado de Toluca (Franco *et al.*, 2006).

Así también existen áreas que tienen alta fragilidad ecológica y donde el impacto ambiental provocado por los procesos de deforestación o alteración hace que su posible restauración presente grandes dificultades (GEM, 2000). La selva baja caducifolia es la que presenta con mayor intensidad este problema.

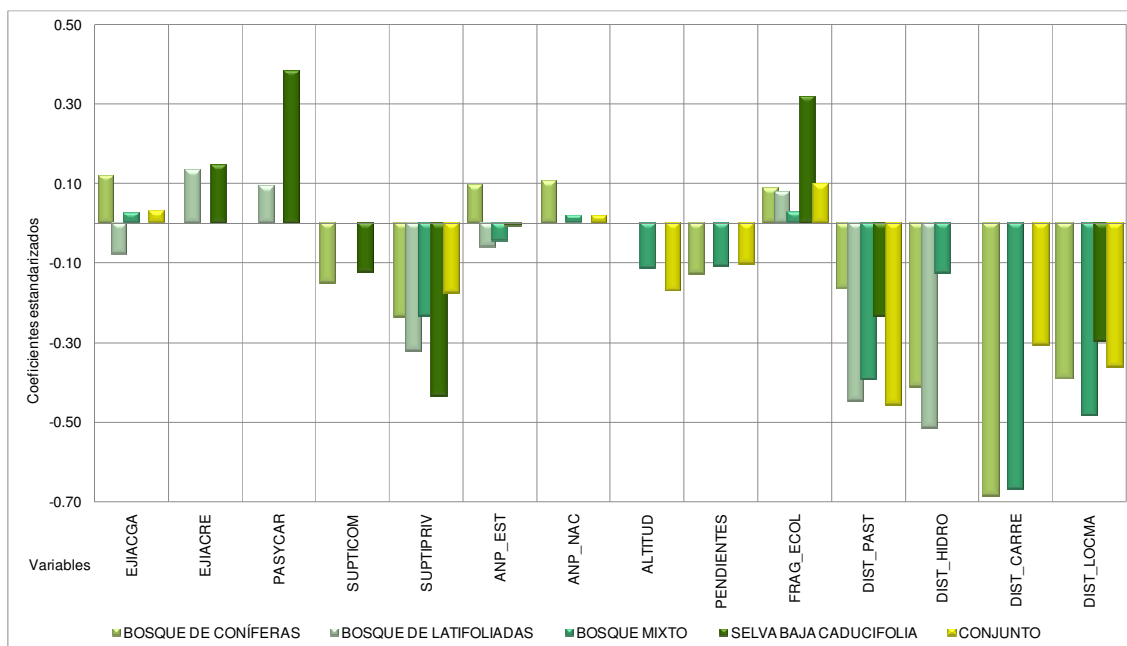


Figura 4.11 Comparación de los coeficientes estandarizados más significativos de los modelos ajustados por regresión logística.

De acuerdo con Menard (2002), los resultados también pueden ser interpretados en términos de probabilidad. En este caso se puede observar como las variables de proximidad a zonas de pastizal, corrientes de agua, carreteras y localidades menores a 2500 habitantes motivan de alguna forma los procesos de pérdida de las masas forestales (Figura 4.12).

En todos los modelos ajustados los resultados muestran que los bosques y selvas que se encuentran a una distancia de aproximadamente 1000 m. de las zonas de pastizal, presentan altas probabilidades de sufrir alguna pérdida. Después de 5 km. decae la probabilidad y después de 10 km. es casi improbable que este fenómeno se produzca, con la excepción de los bosques de coníferas (Figura 4.12a).

En el caso de la proximidad a las corrientes de agua, en los modelos correspondientes a los bosques de coníferas y de latifoliadas, se observan altas probabilidades de pérdida hasta los 2 km, mientras que en la selva baja caducifolia y el modelo conjunto no se aprecian tendencias claras de su comportamiento (Figura 4.12b).

En casi todos los modelos la cercanía a carreteras y a localidades menores a 2500 habitantes muestran que la probabilidad de que se presente una pérdida de masa forestal

es mucho mayor en los primeros 1000 m.; después de esta distancia la probabilidad disminuye considerablemente (Figuras 4.12c y 4.12d). Estos resultados muestran un comportamiento similar al reportado por Dupuy *et al.*, (2007) y Mas *et al.*, (1996), en otras regiones de México.

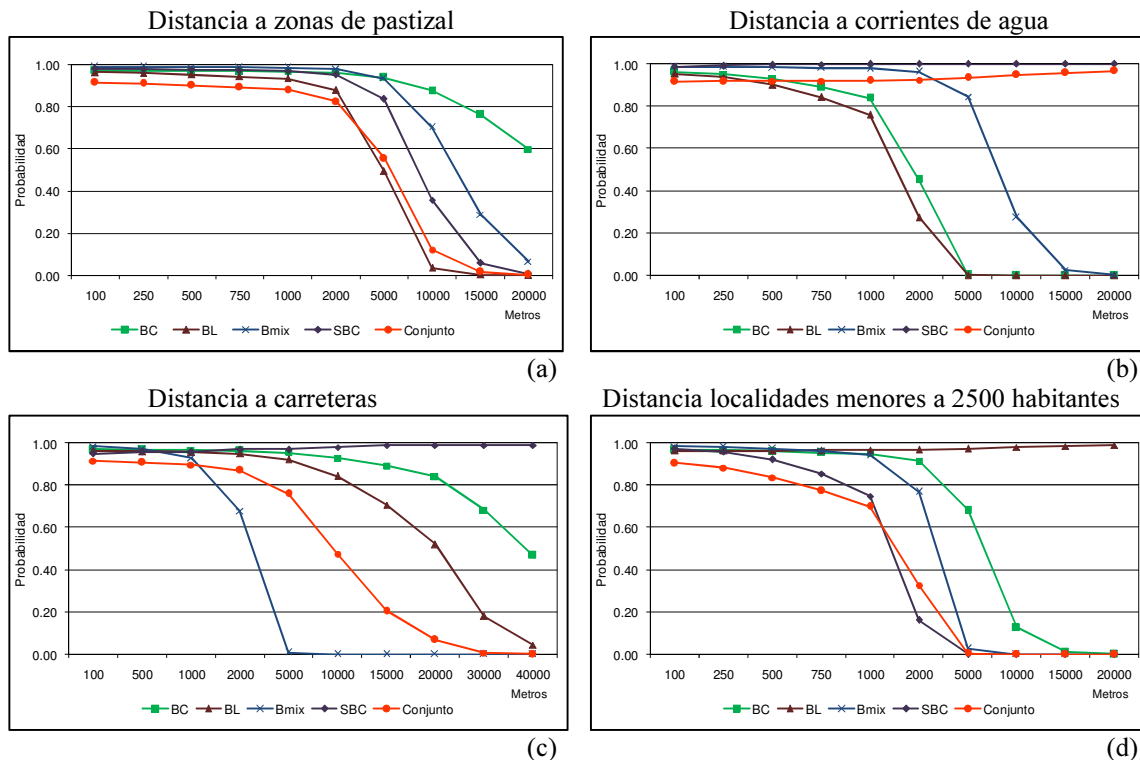


Figura 4.12 Probabilidades de pérdida de bosque y selva respecto a las variables de proximidad

Por otra parte, se observa que la probabilidad de pérdida de bosques y selvas en todos los modelos es más alta en superficies privadas pequeñas mientras que en superficies privadas mayores a 1000 hectáreas la probabilidad se reduce considerablemente (Figura 4.13a). En el régimen comunal sucede lo mismo con el bosque de coníferas, pero en la selva baja caducifolia la alta probabilidad de pérdida se amplía hasta las 10.000 hectáreas (Figura 4.13b).

Si se consideran datos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), en México prácticamente no existen proyectos forestales en superficies mayores a las 10.000 ha, inclusive casi todos las plantaciones en desarrollo (90%) se ubican en un rango menor a 1000 ha y una buena parte de ellos, el 50 %, corresponden a un rango menor a 200 ha. Ello es un reflejo de la atomización que existe en la tenencia de la tierra, ya sea ésta de propiedad privada, ejidal o comunal, que en casos extremos, puede llegar a ser hasta de

una o dos hectáreas por propietario o usufructuario (Monreal, 2005). Estos datos podrían estar relacionados con los resultados obtenidos en estos modelos de regresión.

En el caso de las variables biofísicas, la probabilidad de que se presente pérdidas de alguna cobertura forestal disminuye conforme aumenta la pendiente del terreno. En el caso del modelo que ajusta los cuatro tipos en conjunto la probabilidad es de 0,50 en zonas con pendientes de 35%, mientras que en el modelo del bosque mixto esa misma probabilidad se presenta en zonas con un 60% de pendiente (Figura 4.13c).

La altitud del terreno también muestra que la probabilidad de pérdida disminuye conforme aumenta la altitud. El caso más claro es la selva baja caducifolia, que tiene una probabilidad de pérdida de 0,90 a las 200 m. de altitud, para luego disminuir hasta 0,10 en los 1500 m. de altitud. Algo lógico si recordamos que esta cobertura se localiza en altitudes del terreno muy bajas (Figura 4.13d).

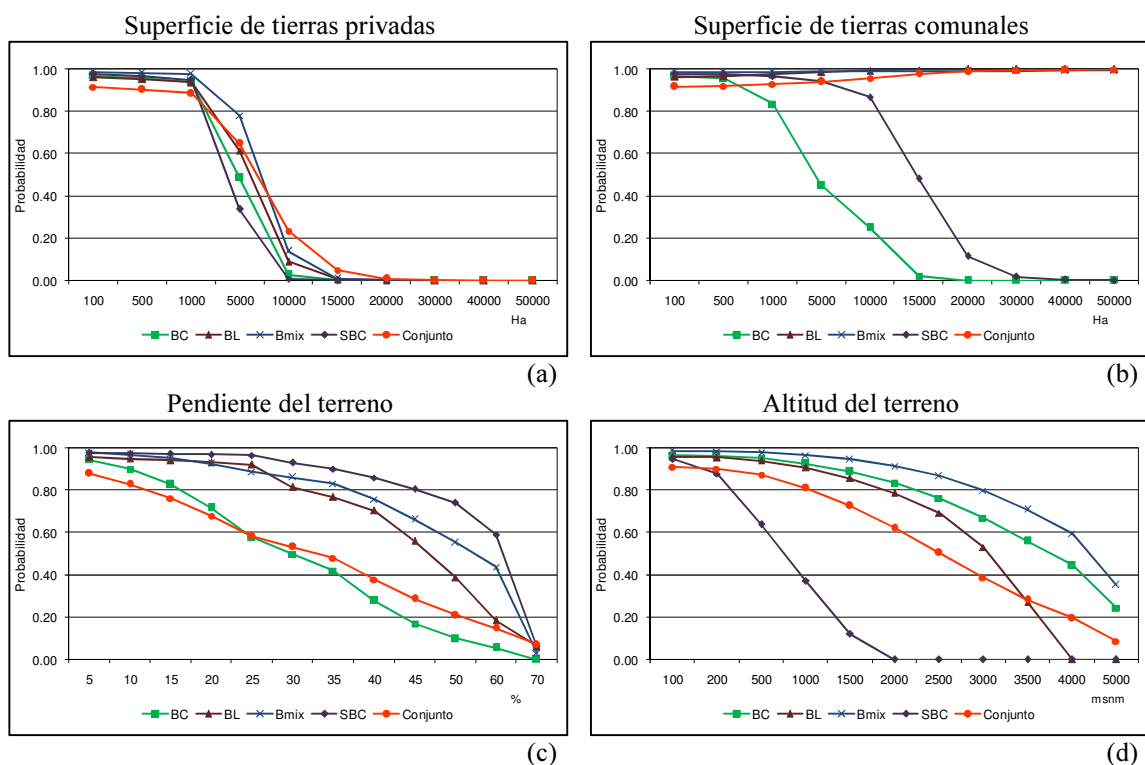


Figura 4.13 Probabilidades de pérdida de bosque y selva respecto a las variables de tenencia de la tierra y biofísicas

Con respecto a la validación de los modelos, los resultados del estadístico ROC (Tabla 4.4) ponen de manifiesto que todos tienen un ajuste de los datos muy bueno, con

excepción del modelo del bosque de latifoliadas que podría considerarse como aceptable de acuerdo a Hosmer y Lemeshow (2000). En cuanto al porcentaje de píxeles clasificados correctamente (% PCC) todos los modelos resultaron con porcentajes mayores al 85%, lo que confirma que el uso del muestreo sistemático aleatorio y la máscara binaria ayudó a ajustar de mejor manera los modelos.

4.5. CONCLUSIONES

La RLM analizó a escala municipal las variables que más inciden en los procesos de pérdida de bosque y selva, mientras que la RL a escala de píxel contribuyó a entender más fácilmente la incidencia de las variables explicativas en términos de probabilidad sobre la pérdida de la masa forestal. La RGP resultó particularmente efectiva para entender cómo los factores que inciden en la deforestación varían de una región a otra en el territorio estatal. Además se descubrió que las variables referentes con la expansión agrícola y los factores políticos e institucionales no actúan de forma similar en el territorio, lo que de alguna forma pone en evidencia el resultado obtenido mediante RLM. No obstante, ambas técnicas deben ser consideradas útiles para comprender mejor estas relaciones.

En cuanto a los resultados, y tomando en consideración los primeros tres coeficientes que presentan mayor peso en todos los modelos de RLM, se concluye que las variables biofísicas son las que más influyen en los procesos de deforestación, seguidas de la tenencia de la tierra y la disponibilidad de crédito y subsidio. Estas dos últimas están relacionadas con la expansión agrícola y los factores políticos e institucionales. En el primer caso se considera una causa directa o inmediata de la deforestación, mientras el segundo es una causa indirecta o secundaria. Las variables biofísicas se consideran como otros factores que inciden de manera mixta en el proceso, a veces de forma directa y en otras de forma indirecta.

Llama la atención que la deforestación de la selva baja caducifolia se localice en pendientes mayores al 30%, es decir, en las zonas montañosas del sur de la entidad. Esto muestra que las áreas con actividades agropecuarias que se abren a costa de esta cobertura, no son las más adecuadas para soportar este tipo de uso del suelo. Así

también, los resultados de este estudio revelan que en algunas regiones del Estado, la organización social del territorio tiene implicaciones en la pérdida de estas coberturas. Al respecto, algunos consideran que en México cada día se avanza más en el manejo forestal sostenible de los bosques por parte de las comunidades de ejidatarios (Durán *et al.*, 2007). En el caso de la zona de estudio, se necesitan estudios más detallados para confirmarlo.

Los resultados de los modelos ajustados mediante RGP arrojaron variables con un p-valor significativo en el test de variabilidad espacial, lo que demostró que existe variabilidad espacial en los datos. Estas variables provocan que las relaciones y posibles explicaciones cambien a través del territorio. Un ejemplo de lo anterior es la variable que mide el aumento en el porcentaje de unidades de producción agroforestal con subsidios (UPAGSUBP) que han solicitado subsidios, que muestran claras evidencias de variabilidad espacial.

En el modelo conjunto de la RGP se observó una dicotomía territorial en la zona de estudio, debido a que en los municipios del norte el acceso al subsidio ha impactado positivamente en la pérdida de la cobertura forestal, mientras que en los municipios del sur no es así. Una de las razones de este patrón espacial se debe a las diferencias tecnológicas presentes en dichas regiones (Orozco *et al.*, 2004). Es probable que en algunos municipios del norte, los créditos y subsidios otorgados a las unidades de producción agroforestal no se apliquen de igual forma que en los municipios del sur, en los cuales la producción agroforestal es más de tipo ejidal tradicional-campesina, la cual de alguna manera es más sustentable con los recursos forestales. Habrá que realizar estudios más detallados para investigarlo.

Por otra parte, los resultados obtenidos mediante los modelos de RL muestran que los factores de proximidad son los que muestran una mayor influencia en la pérdida de áreas boscosas. En este sentido, las zonas de bosque y selva que están próximas a las carreteras y pastizales tienen alta probabilidad de ser deforestadas. Los resultados revelan que las superficies más pequeñas con régimen privado son las que presentan mayor probabilidad de ser deforestadas.

Si se analizan los resultados de los tres métodos utilizados en este trabajo desde la perspectiva del tipo o grupo de variables, se puede apreciar que no existe un patrón claro que muestre variables influyentes en el proceso de deforestación y sea significativo en los tres métodos. Sin embargo, si se analiza desde la perspectiva de los factores que inducen el cambio, se observa que la expansión agrícola y los factores políticos e institucionales se muestran de manera significativa en los tres métodos de regresión utilizados. De acuerdo al modelo teórico (ver Figura 4.1), parece ser que las causas directas influyen más en los modelos de RL y las causas indirectas son más determinantes en los modelos de RGP, mientras que las causas mixtas tienen una incidencia mayor en el método de RLM.

No obstante las ventajas de los métodos estadísticos aplicados, existen limitantes que deben ser consideradas. Se debe tomar en cuenta que usar unidades espaciales artificiales como elementos de recogida de la información geográfica y tras la aplicación de cualquier procedimiento de análisis estadístico o matemático, introduce un problema de la variabilidad de los resultados (Bosque Sendra, 1997). El inconveniente de la unidad espacial modificable (MUAP) y sus efectos sobre el análisis de las variables, ha sido planteado desde hace tiempo por diversos autores (Openshaw, 1984; Unwin, 1996; Reynolds, 1998; Fotheringham *et al.*, 2000). En este estudio, los datos geofereciados disponibles son áreas geográficas delimitadas administrativamente (municipios) y es probable que el proceso de la deforestación no sea bien capturado por este tipo de frontera artificial, es decir, hay una probabilidad de que el fenómeno estudiado no se ajuste a las unidades geográficas y a la escala para la que contamos con datos.

Para evitar caer en la denominada falacia ecológica se deben explorar mecanismos que ayuden a descomponer diferentes niveles de análisis de información geográfica. Así también, se deben buscar alternativas a otras problemáticas como la pérdida de información debido a la agregación de los datos, la autocorrelación espacial, la reexpresión de variables estadísticas, la no normalidad en la distribución de los datos en algunos modelos, entre otras. También hay que considerar que los métodos de RLM y RL no consideran en sus asunciones el comportamiento espacial de los datos geográficos.

Se debe mencionar también que la interpretación de los modelos se hace de forma descriptiva, muestra sólo las relaciones que existen en el espacio entre las variables independientes y la pérdida de superficie boscosa. Las causas reales que provocan este proceso no se pueden extraer directamente de los modelos, por lo que solamente se realiza una aproximación y exploración de las algunas variables que tienen algún tipo de relación con el proceso de deforestación en el Estado de México.

Finalmente, el trabajo procura aportar elementos que ayuden a explicar en qué medida los factores aquí planteados están relacionados con los procesos de deforestación en el Estado de México. Del mismo modo, los resultados muestran que la aplicación conjunta de métodos estadísticos y tecnología SIG, es una potente herramienta de análisis geográfico. En el caso de la RGP, la posibilidad que tiene de interactuar en un entorno SIG le confiere la capacidad de elaborar una amplia variedad de cartografía estadística con los resultados generados: parámetros estimados, valores t, residuos, R^2 locales entre otros. Estos métodos, alguno de ellos novedoso en ésta temática, podrían servir como base metodológica en futuros procedimientos de planificación forestal en la propia entidad y en otras regiones del país.

4.4.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alix-García, J. (2007). "A spatial analysis of common property deforestation". *Journal of Environmental Economics and Management*. 53, PP. 141-157.
- Angelsen, A., y Kaimowitz, D. (1999). *Rethinking the causes of deforestation: Lessons from economic models*. The World Bank Research Observer, 14, 73–98.
- Benito de Pando, B. y Peñas de Giles, J. (2007): "Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica", *GeoFocus (Artículos)*, n° 7, p. 100-119, ISSN: 1578-5157.
- Blackman, A., Albers, H., Ávalos, S. y Crooks, L. (2003). "Land Cover in a Managed Forest Ecosystem: Mexican Shade Coffe". *Resources for the future*. Washington, D.C., pp.03-60.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 44, pp. 18-38.
- Bosque Sendra J. (1997). *Sistemas de Información Geográfica*. 2a Ed. Madrid, España. Editorial Rialp.
- Bosque Sendra, J. y Moreno, A. (1994). *Prácticas de Análisis exploratorio y multivariante de datos*. Barcelona, Oikos Tau.
- Bousquet, F., y Le Page, C. (2004). Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling* 176: 313-332.
- Bray, B.D., Ellis, A.E., Armijo, C.N. y Beck, T.C. (2004). "The institucional drivers of sustainable landscape: a case study of the 'Mayan Zone' in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy*. 21, pp. 333-346.
- Brown, D.G., Page, S.E., Riolo, R., y Rand, W. (2004). Agent-based and analytical modelling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environmental Modelling&Software* 19: 1097-1109.
- Brunsdon, C. A., Fotheringham, S. y Charlton, M. (1998). "Spatial Nonstationarity and Autoregressive Models," *Environment and Planning A*, 30, 1905–1928.
- Buzai, G. y Baxendale, C. (2006). *Análisis socioespacial con Sistemas de Información Geográfica*. Ed. Lugar. Buenos Aires, Argentina.
- Casas A.G. y Aguilar M. X. (2005). "Herpetofauna del Parque Sierra de Nanchititla. Estado de México. Lista, distribución y conservación". *Ciencia Ergo-Sum*. Num. 001, Vol. 12. UAEM. Toluca, México.

-
- Chasco, C., García, R.I. y Vicéns O.J. (2007). "Modeling spatial variations in household disposable income with Geographically Weighted Regression". *MPRA Paper No. 1682*. Disponible en línea <http://mpa.ub.uni-muenchen.de/1682/>
- Chaves, E.E. y Rosero, B.L. (2001). "Valoración del riesgo de deforestación futura en Costa Rica". *Uniciencia* 18, p.p. 29-38. Heredia, Costa Rica.
- Cheng, J. and Masser, I. (2003): "Urban growth pattern modelling: a case study of Wuhan city, PR China", *Landscape and Urban Planning*, 62, 199-217.
- Chhabra, A., Geist, H., Houghton, R., Habert, H., Braimoh, A., Xu, J., Ramankutty, N., Coomes, O. y Lambin, E. (2006). "Multiples impacts of land use cover change". En: Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- Chowdhury, R.R. (2006). "Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels". *Applied Geography*. 26, pp. 129-152.
- Clement, F., Orange, D., Williams, M., Mulley, C. y Epprecht, M. (2009). Drivers of afforestation in Northern Vietnam: Assessing local variations using geographically weighted regression. *Applied Geography*, 29, 561-576.
- Collazos, R.E., Gamboa, P.W., Prado, V.P. Y Verardi, V. (2006). "Análisis espacial del precio de oferta de la vivienda en el área metropolitana de Cochabamba". *Revista Latinoamericana de Desarrollo Económico*. Num. 6, pp.33-62.
- Deininger, K.W. y Minten, B. (1996). *Poverty, Policies and Deforestation: The Case of Mexico*, World Bank.
- Draper, N.R. y H. Smith. (1981). *Applied Regression Analysis*. USA. John Wiley and Sons.
- Dupuy, R.J., González, I.J., Iriarte, V.S., Calvo, I.L, Espadas, M.C., Tun, D.F. y Dorantes, E.A. (2007). "Cambios de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 62, pp.104-124.
- Durán, M.E., Mas, J.F. y Velázquez, A. (2007). "Cambios en las coberturas de vegetación y usos del suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México". En: Bray, D. Merino, L. y Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. Instituto Nacional de Ecología. (INE-SEMARNAT). México.
- Ebdon, D. (1982). *Estadística para Geógrafos*. Barcelona. Oikos Tau.

-
- Evans, T.P., Manire, A., de Castro, A., Brondizio, E., y McCracken, S. (2001). A dynamic model of household decision making and parcel level land-cover change in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 143: 95-113.
- Farrow, A., Larrea, C., Hyman, G. y Lema, G. (2005). "Exploring the spatial variation of food poverty in Ecuador". *Food Policy*. 30, pp. 510-531.
- Fotheringham, A.S., Brunsdon, C., Charlton, M., (2000). *Quantitative Geography. Perspectives on Spatial Data Analysis*. SAGE Publications. London, England.
- Fotheringham, A.S., Brunsdon, C., Charlton, M., (2002). *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*. Wiley Sons.
- Farrow, A., Larrea, C., Hyman, G., y Lema, G. (2005). Exploring the spatial variation of food poverty in Ecuador. *Food Policy* 30, 510-531.
- Franco, M. S., Regil, H., González, C. y Nava, G. (2006). "Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Núm. 61, pp. 38-57.
- Geist, H. J. y E. F. Lambin (2001). *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence*. Louvain-la-Neuve, Belgium, LUCC International Project Office: 116.
- Geist, H., McConnell, W., Lambin, E., Moran, E., Alves, D. y Rudel, T. (2006). "Causes and Trajectories of land use cover change". En: Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- GEM. Secretaría de Ecología (1999). *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México*. Toluca, México.
- GEM. Poder Ejecutivo (2000). Estudio de Gran Visión 1999-2010. Toluca, México.
- Geoghegan, J., Schneider, L., y Vance C. (2001). "Temporal dynamics and spatial scales: Modeling deforestation in the southern Yucatan peninsular region". *GeoJournal*. 61: pp. 353-363.
- Han, J., Hayashi, Y., Cao, X., y Imura, H. (2009). Application of an integrated system dynamics and cellular automata model for urban growth assessment: A case study of Shanghai, China. *Landscape and Urban Planning*, 91,133-141.
- Hare, M., y Deadman, P. (2004). Further towards a taxonomy of agent-based simulation models in environmental management. *Mathematics and Computers in Simulation* 64: 25-40.

-
- Hoffman, M., Kelly, H., y Evans, T. (2002). *Simulating land-cover change in Indiana: an agent-based model of de/reforestation*. In: Janssen, M.A. (Ed.), *Complexity and Ecosystem Management: The Theory and Practice of Multi-agent Systems*. Edward Elgar Publisher, Northampton, pp. 218-247.
- Hosmer, D. y Lemeshow, S. (2000). *Applied Logistic Regression*, Second Ed. Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons Inc., New York, USA.
- Huang, Y. y Leung, Y. (2002). "Analysing regional industrialisation in Jiangsu province using geographically weighted regression". *Journal of Geographical Systems*, vol. 4, p.p.233-249.
- Huigen, M.G.A. (2002). *Spatially explicit modelling of land-use change in the Sierra Madre, Philippines, The MameLuke Project*. In: Parker, D.C., Berger, T., Manson, S.M. (Eds), *Agent-based models of land-use and land-cover change*. Louvain-la-Neuve. Belgium: LUCC International Project Office, pp. 40-50.
- Isaac-Márquez, R.; De Jong, B; Eastmond, A.; Ochoa-Gaona, S. y Hernández, S. (2005). "Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso del suelo en el oriente de Tabasco, México", *Universidad y Ciencia*. Vol. 21. No. 42.
- Jantz, C.A., Goetz, S.J., Donato, D., y Claggett, P. (2010). Designing and implementing a regional urban modeling system using the SLEUTH cellular urban model. *Computers, Environment and Urban Systems*. 34, 1-16.
- Kaimowitz, D. y Angelsen, A. (1998). *Economic models of tropical of deforestation a review*. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.
- Kamarianakis, Y., Feidas, H., Kokolatos, G., Chrysoulakis, N. y Karatzias, V. (2008). "Evaluating remotely sensed rainfall estimates using nonlinear mixed models and geographically weighted regression". *Environmental Modelling & Software*. 23, 1438-1447.
- Klooster, D. y Ambinakudige, S. (2007). "La importancia mundial del manejo forestal comunitario en México." En: *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). Primera ed. México, D.F.
- Lambin, E.F. (1997) "Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions". *Physical Geography*, 21, pp. 375-393.
- Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- Lesschen, J. P.; Verburg, P.H.; Staal, S. J. (2005). *Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems*, LUCC Report Series 7, publicado por: The International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya y LUCC Focus 3 Office, Wageningen University, the Netherlands.

-
- Leyva, R.J y Herrera, H.B. (2003). “Análisis de la dinámica territorial en México y su interrelación con la dinámica poblacional”. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*. Universidad Autónoma de Chapingo, México. p.p. 77-87.
- Ligtenberg, A., Bregt, A.K., y van Lammeren, R. (2001). Multi-actor-based land use modelling: spatial planning using agents. *Landscape and Urban Planning* 56: 21-33.
- Lim, K., Deadman, P., Moran, E., Brondizio, E., y McCracken, S. (2002). *Agent based simulations of household decision making and land use change near Altamira, Brazil*. In: Gimblett, H.R. (Ed.), *Integrating geographic information systems and agent-based modelling techniques for simulating social and ecological processes*. Oxford University Press, Oxford, pp. 277-309.
- Loibl, W., y Toetzer, T. (2003). Modelling growth and densification processes in suburban regions—simulation of landscape transition with spatial agents. *Environmental Modelling and Software* 18: 553-563.
- Long, Y., Mao, Q., y Dang, A. (2009). Beijing Urban Development Model: Urban Growth Analysis and Simulation. *Tsinghua Science & Technology*, 14, 782-794.
- Lufin, V.M. y Atienza, U.M. (2007). *Índices Subjetivos de Accesibilidad a Servicios Comunes colectivos: La Situación de las Regiones y Comunas de Chile*. Informe 2007 Observatorio Regional de Desarrollo Humano ORDHUM Universidad Católica del Norte.
- Manson, S.M. (2002). *Integrated assessment and projection of land-use/land-cover change in the southern Yucatán peninsular region of Mexico*. In: Parker, D.C., Berger, T., Manson, S. M. (Eds), *Agent-based models of land-use and land-cover change*. Louvain-la-Neuve. Belgium: LUCC International Project Office, pp. 56-59.
- Manson, S.M., & Evans, T. (2007). Agent-based modeling of deforestation in southern Yucatán, Mexico, and reforestation in the midwest United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 104, No. 52, pp. 20678-20683.
- Mas, J.F., Sorani V. y Alvarez R., (1996) “Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación”, *Investigaciones Geográficas*. Boletín Especial del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 5, pp. 43-57.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Castro, R. y Schmitt, A. (2002). “Una evaluación de los efectos del aislamiento, la topografía, los suelos y el estatus de protección sobre las tasas de deforestación en México”. *R. Raega*, Curitiba, No. 6, pp. 61-73.
- Menard, S. (2002). *Applied logistic regression analysis, Second Edition*. SAGE Publications.

-
- Merino, L. y Segura, G. (2002). *El manejo de los recursos forestales en México (1992-2002). Procesos, tendencias y políticas públicas*. En: La transición hacia el desarrollo sustentable. Perspectivas de América Latina y el Caribe. Coord. Enrique Leff.
- Merino, P.L. (2004). *Conservación o Deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en las prácticas de uso de los recursos forestales*. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Primera ed., México, D.F.
- Montgomery, D.; Elizabeth P.; Geoffrey V. (2005). *Introducción al análisis de regresión lineal*. Compañía Editorial Continental, México.
- Morán, V. J. y Galleti, B.H. (2002). *Causas económicas e incidencia del comercio internacional en la deforestación en México*. Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A.C. Programa sobre comercio y medio ambiente.
- Nelson, G.C., Harris, V. y Stone, S.W. (2001). "Deforestation, land use, and property rights: Empirical evidence from Darien, Panama". *Land Econ.* 77, pp. 187-205.
- Openshaw, S (1984). "The modifiable areal unit problem. Norwich". *GeoAbstracts*. CATMOG 38.
- Orozco, H. E; Peña, M. V; Franco, P. R. y Pineda, J. N. (2004). Atlas Agrario Ejidal del Estado de México. Cuadernos de Investigación, No. 34. Toluca, México:UAEM.
- Overmars, K.P. & Verburg, P.H. (2006). Multilevel modelling of land use from field to village level in the Philippines. *Agricultural Systems*, 89, 435-456.
- Pan, W.K.Y., y Bilsborrow, R.E. (2005). The use of a multilevel statistical model to analyze factors influencing land use: a study of the Ecuadorian Amazon. *Global and Planetary Change*, 47, 232-252.
- Pan, K.W., Walsh, J.S., Bilsborrow, E.R. Frizzelle, G.B., Erlien M.C. y Baquero, F. (2004). "Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon". *Agriculture Ecosystems and Environment*. 101, pp. 117-134.
- Parker, D.C., Manson, S. M., Janssen, M.A., Hoffman, M.J., y Deadman, P. (2003). Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: a review. *Annals of the Association of American Geographers* 93: 313-337.
- Partridge, D.M., Rickman, S.D., Ali, K., Olfert, R.M. (2006). "The Geographic Diversity of U.S. Nonmetropolitan Growth Dynamics: A Geographically Weighted Regression Approach". 46th Annual Meetings of the Southern Regional Science Association, West Virginia University.
- Pérez, L. C. (2005). *Métodos Estadísticos Avanzados con SPSS*. Madrid, Thomson.

-
- Ramírez, I. y Zubieta, R. (2005). *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca. México D.F.
- Reyes, H.H., Cortina, V.S., Perales, R.H., Kauffer M.E. y Fernández, P.J. (2003). “Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México”. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 51, pp.88-106.
- Reynolds, H. (1998). The modifiable area unit problem: empirical analysis by statistical simulation. Ph D thesis, Department of Geography, University of Toronto. Disponible en: <http://www.badpets.net/thesis>. Consultado [10/07/2010]
- Rock, T.M. (1996). “The stork, the plow, rural social structure and tropical deforestation in por countries”. *Ecological Economics*. 18, pp. 113-131.
- Rosero-Bixby, L. y Palloni, A. (1998). Población y deforestación en Costa Rica. En *Conservación del bosque en Costa Rica*. San José, Costa Rica: Academia Nacional de Ciencias y Programa Centroamericano de Población, 131-150
- Sandoval, V. y Oyarzun, V. (2004). “Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo”. *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales*. No. 011. Universidad Nacional de Santiago de Estero, Argentina, pp. 9-21.
- Serra, P.; Pons, X.; Sauri, D. (2005). “Metodología para el análisis de las transformaciones paisajísticas de áreas rurales mediterráneas. Evolución, causas y consecuencias en el caso del Alto Ampurdán (Noreste de Cataluña)”, *Anales de Geografía* 25, pp. 259-278.
- Soares-Filho, S.B., Assunção, M.R. y Pantuzzo, E.A. (2001). “Modeling the spatial transition probabilities of landscape dynamics in an amazonian colonization frontier”. *BioScience*. Vol. 51. No. 12, pp. 1059–1067.
- Soares-Filho, B.S., Coutinho Cerqueira, G., y Pennachin, C.L. (2002). DINAMICA—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*. 154, 217-235.
- Tu, J. y Guo, X.Z. (2008). “Examining spatially varying relationships between land use and water quality using geographically weighted regression I: Model design and evaluation”. *Science of the Total Environment*. 407, pp. 358–378.
- Unwin, D. J. (1996). “GIS, spatial analysis and spatial statistics”. *Progress in Human Geography*, 20, 540–551.
- Verburg, P H; Ritsema van Eck J; Nijs T de y Dijst M J. (2004). “Determinants of land-use change patterns in the Netherlands” *Environment and Planning B: Planning and Design*. Vol. 31, p.p. 125-150.

-
- Vergara, G. y Gayoso, J. (2004). "Efecto de factores físico-sociales sobre la degradación del bosque nativo". *Bosque*. 25, pp. 43-52.
- Walsh, S.J., Crawford, T.W., Welsh, W.F., Crews-Meyer, K.A. (2001). A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85, 47-64.
- Walsh, S.J., Messina, J.P., Mena, C.F., Malanson, G.P., & Page, P.H. (2008). Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. *Geoforum*. 39, 867-878.
- Wang, Q., Zhao, P., Ren, H. y Kakubari., Y. (2008). "Spatiotemporal dynamics of forest net primary production in China over the past two decades". *Global and Planetary Change*. Vol.61, p.p. 267-274.
- Witmer, F. (2005). *Simulating Future Global Deforestation Using Geographically Explicit Models*. Interim Report IR-05-010. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.

CAPÍTULO 5

SIMULACIÓN ESPACIAL MEDIANTE TÉCNICAS DE EVALUACIÓN MULTICRITERIO Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA DETERMINAR ÁREAS ÓPTIMAS PARA PLANTACIONES FORESTALES

5.1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior se exploraron y analizaron las relaciones de algunas variables explicativas con la pérdida de bosques y selva, si bien los modelos predictivos de deforestación podrían ser una línea de investigación interesante, en esta parte del trabajo de tesis nos inclinamos por elaborar modelos normativos con el objetivo de localizar zonas de adecuación óptima para repoblaciones forestales y utilizando algunas de las variables del capítulo anterior. Creemos que este tipo de modelos pueden ser muy útiles como instrumentos de planificación forestal.

Hoy en día los procesos de deforestación y degradación forestal son factores que inciden de manera importante en el cambio global, puesto que producen emisiones de dióxido de carbono. Se ha estimado que combinando estrategias de conservación forestal con proyectos de forestación y reforestación en todo el mundo, los bosques pueden ser un sumidero de carbono durante los próximos años. Datos recientes indican que para el año 2050 el potencial de captura de carbono a nivel mundial se sitúa en el orden de 100 Gt C (IPCC, 2001). Para México se estima un potencial de 4 a 5 Gt C para el año 2030, siguiendo políticas de apoyo adecuadas (Masera, 1995).

Ante esta situación se debe comenzar a desarrollar procedimientos que ayuden a revertir este deterioro de una manera más eficaz. Es necesario conservar los bosques y encontrar la manera, desde diversos enfoques, de manejarlos adecuadamente, es decir, los bosques deben ser considerados como sistemas biológicos con propósitos múltiples. Cuando se planifican recursos forestales existe un problema de toma de decisiones complejo, ya que cualquier decisión que se tome afecta simultáneamente a otros criterios. Por lo tanto, el manejo de estos recursos se debe hacer tomando en consideración algunos aspectos relacionados con la sustentabilidad del sistema si se quiere evitar su deterioro (Romero, 1989).

A la hora de diseñar políticas para el manejo óptimo de un sistema forestal, es necesario tener una estructura de criterios bien definida y de diferente naturaleza, por ejemplo de tipo ambiental, económico y social. Por lo tanto, es recomendable formular

modelos que permitan planificar el uso de sistemas forestales dentro del marco de la teoría de la decisión multicriterio.

Para tratar de resolver la problemática anterior, desde hace tiempo se han desarrollado modelos de Evaluación Multicriterio (EMC) enfocados al proceso de toma de decisiones, entendido éste como la selección de alternativas que representan distintas formas de actuación, diferentes hipótesis y diferentes localizaciones para determinados usos del suelo. Para Eastman *et al.*, (1993), este proceso implica la evaluación de la elección de alternativas basadas en criterios concretos.

Incluso en los últimos años, algunos autores han planteado la integración de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) con modelos basados en análisis multicriterio (Barredo y Bosque Sendra, 1999; Malczewski, 1996; Malczewski, 1999; Bosque Sendra *et al.*, 1999). A pesar de los beneficios que aporta la integración SIG y EMC, algunos piensan que el éxito de esta combinación debe estar basado en el desarrollo de los llamados Sistemas de Ayuda a la Decisión Espacial (*SDSS*, *Spatial Decision Support System*) y a la incorporación de herramientas más poderosas de modelización y análisis espacial (Jankowski, 1995; Barredo, 1996).

Algunas de las ventajas del binomio SIG-EMC es que permite diseñar modelos de adecuación óptima de diferentes usos y ocupaciones del suelo, así como combinar diferentes objetivos y criterios. No obstante, la integración de estas técnicas para Gómez y Barredo (2005) siguen planteando problemas como la poca aplicabilidad de métodos de EMC basados en la comparación por pares con amplias series de datos, el difícil análisis de los resultados por parte de usuarios no expertos en EMC y el desarrollo de programas anexos a los SIG.

No obstante estas limitaciones, es fundamental para el desarrollo sustentable del país, proponer y realizar modelos normativos que consideren objetivos a corto, mediano y largo plazo de repoblaciones forestales. En este trabajo se utiliza como herramienta de análisis el uso combinado de SIG y EMC para localizar zonas adecuadas para plantaciones forestales comerciales, plantaciones para restauración y protección y plantaciones agroforestales. Además, se desarrollaron modelos de simulación tomando

en consideración datos establecidos en la política forestal del Gobierno del Estado de México para los próximos años, lo que permitió obtener de forma más real y por intervalos de tiempo la ubicación de las zonas más adecuadas para este tipo de reforestaciones. Es decir, para generar el modelo del 2006 se consideró el resultado obtenido en el año 2000, mientras que para elaborar el modelo del 2011 se utilizó el resultado del 2006 y las metas de superficie a reforestar para ese año, y así sucesivamente hasta el año 2025.

En México se han creado diversos programas de planificación y reforestación de los bosques, pero desafortunadamente no se tiene suficiente información sobre los requerimientos ambientales, sociales y económicos de las especies que se emplean. Más aún, desde hace tiempo existe una deficiencia importante de metodologías para determinar las zonas más adecuadas para el buen crecimiento de las especies plantadas (Reygadas *et al.*, 1997).

Por lo anterior, el objetivo principal de este trabajo es desarrollar modelos de simulación que permitan mediante técnicas combinadas de EMC y SIG localizar áreas adecuadas para plantaciones forestales

Para lograr el objetivo principal, se proponen los siguientes objetivos específicos: (1) obtener un modelo deseable para el año 2000 por cada tipo de plantación, tomando en consideración los datos de 1993; (2) contrastar los modelos deseables con un mapa real de ocupación y uso del suelo del año 2000, con la finalidad de conocer en que categorías se asignaron los pixeles más adecuados obtenidos en los modelos normativos; (3) comparar los resultados del modelo de adecuación por parcelas con las ganancias reales de las coberturas forestales entre el año 1993 y el 2000; (4) elaborar un modelo de simulación para el año 2025, a partir de las zonas óptimas obtenidas para el año 2000, y (5) desarrollar modelos intermedios de adecuación óptima partiendo de las metas de reforestación intermedias para los años 2006, 2011, 2016, 2021 y 2025.

5.2. ANTECEDENTES DE ESTUDIOS SOBRE EVALUACIÓN MULTICRITERIO Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

En los últimos años, se ha demostrado un considerable interés por el uso de los SIG como un sistema de apoyo para la toma de decisiones. Son diversos los especialistas que han estado especialmente involucrados en el uso de esta geotecnología, sobre todo en el contexto de las decisiones en la asignación de recursos.

Uno de los pioneros en el mundo de los SIG ha sido el Laboratorio de Clark de la Universidad del mismo nombre en Massachusetts, Estados Unidos, cuna del software SIG IDRISI y cuyos investigadores han desarrollado diversas aplicaciones en el ámbito de la EMC. Los primeros trabajos en el área indican que las herramientas disponibles en este tipo de análisis eran bastante pobres. A pesar de los desarrollos en el campo de la toma de decisiones, el impacto provocado por las herramientas, algoritmos y módulos de software había sido apenas perceptible. Sin embargo, al mismo tiempo había un claro interés en el tema SIG de incorporar algunos de estos avances en este campo (Eastman, 2006).

Actualmente, existen diversos campos y disciplinas que utilizan la EMC y los SIG para obtener mapas de adecuación y aptitud del territorio. Son numerosos los ejemplos que se pueden encontrar en la bibliografía especializada, destacando los trabajos relacionados con la evaluación de recursos naturales (Rivera, 2001; Tardivo *et al.*, 2000; Valpreda, 2007); los que buscan localizar las mejores zonas para determinados usos del suelo, ya sea de forma separada o de manera conjunta (Tardivo, 1999; Paegelow *et al.*, 2003; Molero, *et al.*, 2007; Galacho y Arrebola, 2008); los relacionados con impactos ambientales y localización-asignación de instalaciones deseables y no deseables (Franco, 1998; Bosque Sendra *et al.*, 1999; Mena *et al.*, 2006; Zucca *et al.*, 2008); e inclusive hay quien aplica técnicas de EMC para modelar procesos de desertificación y deforestación de acuerdo a escenarios de cambio climático o incorporar procesos de participación ciudadana para la toma de decisiones en la planificación forestal (Ananda y Herath, 2003; Delgado, 2007). En Malczewski (2006), es posible encontrar una revisión bibliográfica más amplia sobre métodos EMC basados en SIG. Asimismo, Díaz y Romero (2008) realizan una extensa recopilación de más de 250 referencias de

artículos publicados en revistas especializadas sobre técnicas de toma de decisión multicriterio y su aplicación en la gestión forestal.

Para el caso de México, aún son escasos los trabajos de evaluación de adecuación del suelo para una determinada actividad que usan técnicas de EMC, y los que están disponibles se enfocan sobre todo a establecer áreas de adecuación óptima para plantaciones agrícolas. Por ejemplo, Olivas *et al.*, (2007) utilizaron el método de jerarquías analíticas en un entorno SIG para definir áreas con aptitud para establecer plantaciones de maguey cenizo (*agave durangensis* Gentry) en el norte de México. Los resultados del trabajo muestran la importancia de aplicar esta técnica en la toma de decisiones, pero no va más allá de localizar y cuantificar las superficies con diferente grado de aptitud.

Ceballos y López (2003), aplican también el método de las jerarquías analíticas en un entorno SIG, para determinar áreas de adecuación óptima para sembrar maíz y patata en una región del centro de México. En este caso, la opinión de expertos en temas agrícolas ayudó a definir las ponderaciones que se usaron en los modelos. También, como parte de la metodología se realizó un cruce entre el mapa de adecuación óptima y el mapa de ocupación y uso del suelo. Los resultados muestran que un 44% de la superficie con muy alta adecuación para cultivar patata se localiza en zonas agrícolas, mientras que el 47% se ubica en zonas con aptitud forestal y el resto en otros usos del suelo. Por otra parte, el 65% de superficie con muy alta adecuación para cultivar maíz se localiza en zonas agrícolas, mientras un 20% lo hace en áreas forestales y el resto en otros usos.

Un trabajo interesante es el propuesto por María (2007) en un municipio del Estado de Tlaxcala, México. Utiliza como técnicas de EMC la sumatoria lineal ponderada y las jerarquías analíticas, pero en este caso, a falta de conocimiento experto y de fuentes de información confiables, las ponderaciones del modelo fueron asignadas utilizando una función matemática desarrollada por el propio autor y usando una base de datos experimental de productividad del maíz de temporal. No obstante, los resultados, al igual que los anteriores, sólo muestran los lugares más óptimos para este tipo de cultivo.

De los pocos trabajos encontrados en la bibliografía especializada para plantaciones forestales se encuentra el realizado por Bustillos *et al.*, (2007), quienes aplican también un proceso de jerarquías analíticas para determinar zonas de aptitud del terreno en el Estado de Sinaloa para plantaciones de eucalipto (*eucalyptus grandis* Hill ex Maiden). Los resultados sólo cuantifican la superficie con diferente grado de aptitud para este tipo de plantación forestal.

Fuera de México, Pozzobon y Gutiérrez, (2003), diseñaron un modelo para seleccionar y priorizar áreas para reforestar utilizando técnicas de EMC, Teledetección y SIG. Además de los criterios más comunes en este tipo de estudios, incluyeron el uso de leña para cocinar como un criterio social, no obstante, en los pesos finales no tiene una importancia significativa. Los resultados muestran que el 35% del área total de estudio tiene algún tipo de prioridad, desde baja hasta muy alta.

En el caso de plantaciones forestales de tipo comercial, Ravelo y Abril, (2007), proponen identificar zonas adecuadas en Argentina para plantar dos especies de pinos (*pinus elliottii* y *pinus taeda*), pero en este caso no utilizan ninguna técnica de análisis multicriterio, sólo realizan una sobreposición de capas temáticas y se obtiene un mapa de aptitud potencial para reforestar con las especies antes señaladas. En la zona central de Chile, Mena (1996), plantea modelos de capacidad de acogida para plantaciones forestales (*pinus radiata*) y cultivos extensivos (praderas naturales) contrastando los resultados con un mapa de ocupación del suelo de ese tiempo. Utilizan el proceso de jerarquías analíticas y sólo con factores físicos como la altitud, pendiente, orientación, suelos, geomorfología, ríos, entre otros.

En España se han realizado desde hace algún tiempo trabajos relacionados con repoblaciones forestales, utilizando factores socioeconómicos y culturales, y sobre todo, de tipo ecológico. En estos trabajos se proponen localizar zonas adecuadas para reforestar con especies como *pinus pinaster* (Pajares y Artigado, 1997) y con *pinus pinea* y *quercus Ilex*; (González y Moreno, 1997). No obstante, en ambos estudios se recurre al álgebra booleana como método para obtener los mapas de aptitud.

En resumen, la mayoría de los trabajos revisados utilizan variables relacionadas con el medio físico, por considerarse las más importantes y porque no representan demasiada complicación para ser modeladas espacialmente. Pero también se utilizan variables relacionadas con aspectos económicos y sociales, así como variables de proximidad derivadas de las anteriores. En cuanto a las técnicas EMC más utilizadas, destacan las técnicas compensatorias aditivas, como la sumatoria lineal ponderada y el método de las jerarquías analíticas de Saaty, siendo éste último el más empleado. Por otra parte, ninguno de los estudios examinados sobre plantaciones forestales utilizó técnicas de EMC borrosas, que si bien como plantean Gómez y Barredo, (2005) aún no están bien desarrolladas y tienen algunas limitaciones, ya han sido utilizadas en diversos trabajos geográficos (Jiang y Eastman, 2000; Malczewski, 2002; Chang *et al.*, 2008).

Finalmente, algunos de esos procedimientos y técnicas están disponibles desde hace tiempo en algunos paquetes SIG como IDRISI, del cual se han utilizado para este trabajo los módulos de evaluación multicriterio y el de asignación multiobjetivo del territorio.

5.3. APROXIMACIONES Y CONCEPTOS DE LA EVALUACIÓN MULTICRITERIO

Si bien la teoría de la decisión ha sido estudiada y aplicada en diversos campos de la ciencia, gran parte de los métodos usados hoy en día provienen de la investigación realizada en otras áreas del conocimiento como la economía y la ingeniería (García, 2004). En la actualidad la decisión multicriterio es un campo donde la aplicabilidad práctica y las herramientas informáticas son muy importantes, no obstante, su integración con los Sistemas de Información Geográfica aún no ha sido completamente desarrollada.

Según Colson y De Bruin (1989), citados por Gómez y Barredo (2005), la toma de decisiones multicriterio se puede entender como un mundo de conceptos, aproximaciones, modelos y métodos, para auxiliar a los centros decisores a describir, evaluar, ordenar, jerarquizar, seleccionar o rechazar objetos, sobre la base de una evaluación de acuerdo a varios criterios, que pueden representar objetivos, metas,

valores de referencia, niveles de aspiración o utilidad. Para comprender los detalles de esta metodología, es necesario explicar algunos de sus conceptos.

5.3.1. Definición del problema

Se define a través de uno o más objetivos planteados para resolver un problema de decisión, se considera como la diferencia entre como es, es decir cómo se encuentra actualmente y cómo debería estar o cómo debería ser.

Un **objetivo** en ambiente de la EMC se entiende como una meta, finalidad o propósito que se quiere conseguir con algún tipo de actividad. El contenido del objetivo puede variar de acuerdo a un campo temático en particular. Aunque la EMC se puede aplicar con un solo objetivo, es también posible plantear varios objetivos, complementarios o en conflicto. En este último caso se trata de una evaluación multiobjetivo.

En los casos de **objetivos complementarios**, las decisiones multiobjetivo pueden ser solucionadas a través de una extensión jerárquica. Se puede asignar un peso a cada uno de los objetivos y usarlos junto con los mapas de adecuación elaborados para cada uno, para combinarlos en un solo mapa de adecuación. Sin embargo, con los **objetivos conflictivos** el procedimiento es más complejo. Se debe de asignar un orden de importancia a los objetivos para alcanzar una solución priorizada. En estos casos, las necesidades de objetivos de rangos más elevados se cubren antes de que se traten las necesidades de aquellos objetivos de rangos menores. No obstante, a menudo esto no es posible, y la solución más común es el desarrollo de una solución compromiso. Entre las técnicas frecuentemente usadas para resolver objetivos conflictivos son aquellas que incluyen la optimización de una función de elección como la programación matemática o la programación de objetivos (Gómez y Barredo, 2005).

5.3.2. Búsqueda de alternativas y selección de criterios.

El concepto de **alternativa** se refiere al conjunto de soluciones que debe de satisfacer el objetivo planteado. Si lo vemos desde el punto de vista de la planificación del territorio, las alternativas son unidades geográficas susceptibles a ser evaluadas y donde se decide ubicar o localizar determinadas actividades de acuerdo a una regla de decisión. En el ambiente SIG existen dos modelos de visualizar el espacio geográfico: el modelo vectorial que lo organiza de forma bidimensional mediante puntos, líneas y polígonos, mientras que el modelo raster lo hace utilizando celdas regulares, lo cual convierte en cada una de ellas en una alternativa.

Por otra parte, los elementos primarios para realizar el estudio se denominan **criterios** y su combinación permite valorar analíticamente las diversas alternativas para cada uno de los objetivos. El criterio se plantea como un punto de referencia para tomar una decisión y la forma en que se mide o evalúa es de gran importancia en el proceso de EMC (Gómez y Barredo, 2005).

Generalmente en los estudios de EMC de tipo espacial, las alternativas deben ser estimadas y comparadas entre sí. Por ello se emplean diversas variables con información geográfica, las cuales sirven de base para construir los criterios, que a su vez se clasifican en **factores y restricciones**. Un factor es un criterio que permite definirse a favor de una alternativa y en contra de otra, al comparar los resultados de medir, cualitativa o cuantitativamente el valor alcanzado en cada una de ellas (Santos y Borderías, 2002). Una característica propia de los factores es que deben estar medidos en escala de razón para que pueda aplicarse la metodología de EMC. Las restricciones por su parte, limitan la posibilidad de considerar alguna alternativa, excluyéndola de forma definitiva. Comúnmente se genera una capa binaria (0 ó 1) para este tipo de criterio.

Uno de los mayores problemas en la EMC es asignar los pesos para cada uno de los criterios del análisis. Las opiniones al respecto varían entre quienes consideran, que dada la dificultad es conveniente suponer la igualdad de la ponderación, hasta quienes mantienen que la diferencia de significado y contenido de los mismos exige una

valoración relativa (Santos y Borderías, 2002). Existen diferentes técnicas de **ponderación de criterios**, como la escala de siete puntos, la tasación simple, la ordenación simple, el método de las puntuaciones, el método de la colocación en una escala ordinal, el método de comparación por pares de criterios y el método Delphi.

La técnica aquí aplicada, es la matriz de comparación por pares desarrollada por Saaty (1980). En este procedimiento es necesario que los pesos sumen uno y se deben realizar comparaciones por pares de los criterios que parten de una matriz cuadrada en donde el número de filas y columnas está definido por el número de criterios a ponderar. De esta forma, se establece una matriz entre pares de criterios, comparando la importancia de cada uno de ellos con los demás, lo que permite obtener el eigenvector principal que establece los pesos (w_j) y proporciona una medida cuantitativa de la consistencia de los juicios de valor entre pares de factores.

La escala de medida que se emplea en este método es de tipo continuo que va desde el valor mínimo de 1/9 hasta 9, tal y como se muestra en la Tabla 5.1. Según Barba y Pomerol, (1997), esta escala es producto de 28 escalas alternativas que se ensayaron previamente.

Tabla 5.1 Escala por comparación de pares

Valor	Definición	Comentario
1/9	Importancia extrema	A es extremadamente menos importante que B
1/7	Importancia muy fuerte	A es mucho menos importante que B
1/5	Importancia fuerte	A es menos importante que B
1/3	Importancia moderada	A es ligeramente menos importante que B
1	Igual de importante	A y B tienen la misma importancia
3	Importancia moderada	A es ligeramente más importante que B
5	Importancia fuerte	A es más importante que B
7	Importancia muy fuerte	A es mucho más importante que B
9	Importancia extrema	A es extremadamente más importante que B

Tomando como base esta escala, se puede asignar a cada par de factores un juicio de valor de importancia relativa frente una actividad propuesta, en nuestro caso áreas óptimas para repoblaciones forestales. Después de la asignación de los pesos se otorga una medida operativa de la consistencia de la matriz, que permite valorar la relación de los criterios entre sí determinando su coherencia y pertinencia. Esto es muy importante porque en la asignación de los juicios de valor, aunque se basen en criterios sólidos, siempre existe una cuota más o menos importante de incertidumbre o subjetividad (Gómez y Barredo, 2005).

Como cualquier otro aspecto de la vida humana, uno puede esperar que cualquier juicio dado es, en cierta medida, imperfecto (o incompatible). El método calcula un valor denominado razón de consistencia (*consistency ratio, c.r.*). El cual está diseñado de tal manera que si es menor a 0.10 entonces la proporción indica un nivel razonable de coherencia en la comparación por pares; no obstante, si el valor es mayor o igual a 0,10, entonces el valor indica juicios inconsistentes. En estos casos se debe reconsiderar y revisar los valores originales en la matriz de comparación por pares.

Por otra parte, en cualquier estudio en el que se deban integrar distintos factores, variables o criterios, independientemente del método de evaluación a utilizar, es recomendable que se realice sobre una escala comparable. Santos y Borderías, (2002), establecen que la integración de los criterios valorativos de un objetivo determinado exige, previamente, la transformación de los valores de las variables que los representan a una escala de referencia común. De esta manera, el rango de variación de los criterios se mueve entre valores semejantes. Es decir, se debe buscar estandarizar o normalizar los criterios en una escala de medida común.

Existen diferentes métodos para **normalizar** los datos, entre los más conocidos está la estandarización por el valor máximo, la estandarización mediante la amplitud total o recorrido. No obstante, también es posible utilizar como métodos de normalización aquellos que se basan en funciones de pertenencia borrosa, sobre todo si se reconoce que los factores continuos son en realidad grupos difusos.

La lógica borrosa o difusa es una técnica que ayuda a la representación más exacta de la información imprecisa, incompleta o incierta, implícita en la opinión de los expertos en la toma de decisiones (Prakash, 2003). La teoría matemática de la lógica difusa fue propuesta por Zadeh en 1965, y se basa en la existencia de diferentes grados de pertenencia entre lo falso y lo verdadero (deseado y no deseado; apto y no apto). Es decir, utiliza valores como “moderado”, “bajo”, “alto”, entre otros, en lugar de expresarse como “sí” o “no” similar al concepto del álgebra booleana. Mediante la lógica difusa, un problema se puede representar en términos de conjuntos difusos, los cuales pueden derivarse de procedimientos cuantitativos o cualitativos (Prakash, 2003).

Las funciones borrosas se caracterizan por un grado de pertenencia difusa (también llamado *posibilidad*) que oscila de 0,0 a 1,0, indicando un aumento continuo de la no pertenencia a la pertenencia completa. Así, si una pendiente es profunda, podemos definir una función de pertenencia difusa de manera tal que una pendiente de 10% tenga una pertenencia de 0, y una pendiente de 25% tenga una pertenencia de 1,0. Entre el 10% y el 25%, la pertenencia difusa de una pendiente aumenta gradualmente en la escala de 0 a 1 (Eastman, 2006). Esto contrasta con el grupo rígido clásico, el cual posee límites distintivos (Figura 5.1).

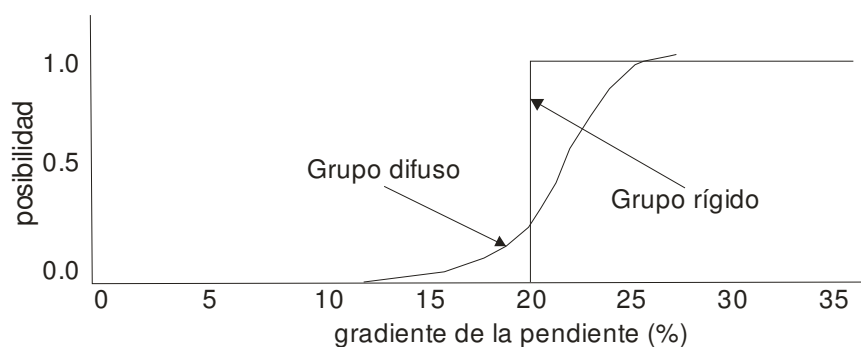


Figura 5.1. Función de pertenencia borrosa y rígida
Fuente: Tomado de Eastman (2006).

En IDRISI, el módulo llamado FUZZY (borroso) se utiliza para normalizar factores usando un rango completo de funciones de pertenencia de grupos borrosos. El módulo cuenta con la opción de normalización en una escala de números reales de 0,0-1,0 o en una escala byte de 0,0-255. Es recomendable usar la segunda opción porque el módulo MCE ha sido optimizado para utilizar una estandarización de nivel 0,0-255. El

valor más alto de la escala estandarizada debe representar el caso de mayor probabilidad de pertenencia al grupo de decisiones.

Un tema crítico en la normalización de los factores es la elección de los puntos finales en los cuales la pertenencia del grupo alcanza 0,0 ó 1,0 (ó 0,0 y 255). No se aconseja usar una escala lineal a ciegas entre los valores mínimos y máximos de la imagen. Al desarrollar factores estandarizados usando FUZZY, se debe considerar cuidadosamente el significado inherente de los puntos finales elegidos (Eastman, 2006).

En este trabajo se aplicaron como métodos de normalización algunas funciones de pertenencia a un conjunto borroso, en su gran mayoría funciones de tipo sigmoide y lineal (Figura 5.2)

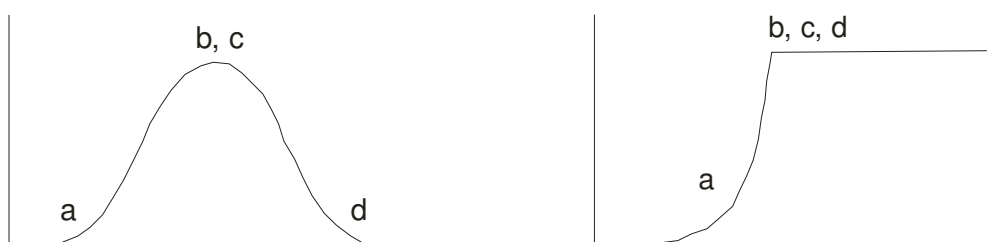


Figura 5.2. Funciones borrosas de tipo sigmoide y lineal.
Fuente: Tomado de Eastman (2006).

Si bien es cierto que últimamente han aumentado los trabajos que emplean técnicas de EMC adaptadas a la lógica borrosa (Jiang y Eastman, 2000; Bustillos *et al.*, 2007; Boroushaki y Malczewski, 2008), la información espacial definida de esta forma no es fácil de gestionar en un SIG, ya que cada límite borroso debe representarse en una capa diferente, lo que ocasiona que por cada factor que se agregue, aumenta considerablemente la información almacenada.

5.3.3. Evaluación de las alternativas.

La toma de decisiones por su parte requiere una **regla de decisión** que oriente la evaluación del proceso. Según Santos y Borderías, (2002), ésta regla no es sino un procedimiento lógico y/o matemático que permite comparar las alternativas entre sí, con objeto de su ordenación, de acuerdo a la capacidad mostrada para cumplir cada objetivo. Por su parte Gómez y Barredo (2005) establecen que es un procedimiento a través del

cual se obtiene una evaluación particular, pudiendo también comparar a través de ella distintas evaluaciones con el fin de variar alguno de sus aspectos en caso de ser necesario.

Para establecer una regla de decisión existen dos procedimientos: la función de selección y la selección heurística. La primera se especifica mediante un modelo matemático donde intervienen los diferentes criterios, con el fin de comparar los resultados alcanzados por las diferentes alternativas. Es decir, es una transformación de los valores correspondientes a cada criterio en valores homogéneos, utilizando un método de ponderación, donde lo que se intenta es clasificar las alternativas en función de una característica medible. Por su parte, la selección heurística selecciona exclusivamente algunas alternativas y rechaza otras. No obliga a cuantificar cada criterio en cada alternativa, sino que basta con un conocimiento ordinal.

El proceso de aplicar la regla de decisión sobre las capas criterio, se denomina **evaluación**, la cual ofrecerá finalmente el modelo de decisión. Existen diversos métodos para realizar la EMC y se distinguen básicamente en los procedimientos aritmético–estadísticos que utilizan. Las técnicas no compensatorias no pueden “compensar” o equilibrar un valor bajo en un criterio por un valor alto en otro criterio, mientras que las técnicas compensatorias si pueden “compensar” un valor alto de una alternativa en un criterio por un valor bajo de la misma alternativa en otro criterio. Algunos ejemplos del primero grupo son: el método de dominancia, el conjuntivo, el disjuntivo y el lexicográfico. En el caso de las técnicas compensatorias se pueden subdividir en técnicas aditivas, entre las que se encuentran la sumatoria lineal ponderada, el análisis de concordancias y las jerarquías analíticas y técnicas basadas en la aproximación al punto ideal como el método TOPSIS.

5.4. METODOLOGÍA Y DATOS

5.4.1. Métodos

La presente metodología integra métodos de EMC y SIG como una herramienta de apoyo para realizar procesos de modelado espacial, en este caso para localizar zonas de adecuación óptima para repoblaciones forestales.

Se utilizó el Método de Jerarquías Analíticas (MJA) de Saaty que consiste en la estructuración de un problema multicriterio, mediante la construcción de un modelo que básicamente contiene tres niveles: objetivo, criterios y alternativas (Figura 5.3).

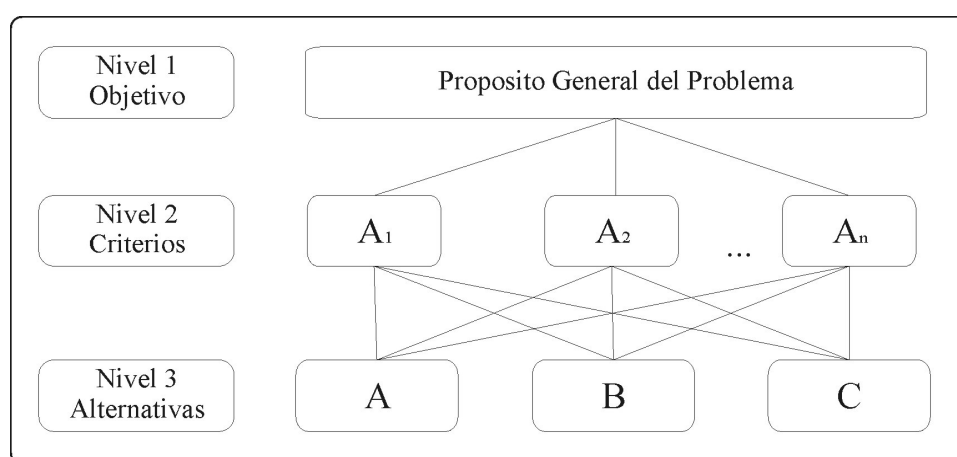


Figura 5.3. Método de Jerarquías Analíticas de Saaty

Una vez construido, se realizan comparaciones por pares de los elementos de cada nivel de jerarquía, la suma de los resultados parciales ofrece un valor global para el último nivel de la jerarquía. El fundamento de este proceso radica en el hecho que permite dar valores numéricos a los juicios de valor, logrando medir cómo contribuye cada elemento de la jerarquía al nivel inmediatamente superior del cual se desprende.

Por otra parte, para obtener una evaluación final de las alternativas se utilizó la sumatoria lineal ponderada. La cual es uno de los métodos más utilizados en la EMC por su relativa sencillez y poca complejidad en su implementación (Gómez y Barredo, 2005). El nivel de adecuación de cada alternativa se obtiene sumando el resultado de multiplicar el valor de cada criterio por su peso:

$$r_i = \sum_{j=1}^n w_j v_{ij}$$

donde:

r_i es el nivel de adecuación de la alternativa i

w_j es el peso del criterio j

v_{ij} es el valor ponderado de la alternativa i en el criterio j

La Figura 5.4 explica gráficamente este procedimiento el cual ha sido aplicado desde hace algún tiempo en modelos desarrollados mediante SIG y que trabajan sobre todo con datos raster (Barredo y Bosque Sendra, 1999). Aunque también puede aplicarse con datos en formato vectorial.

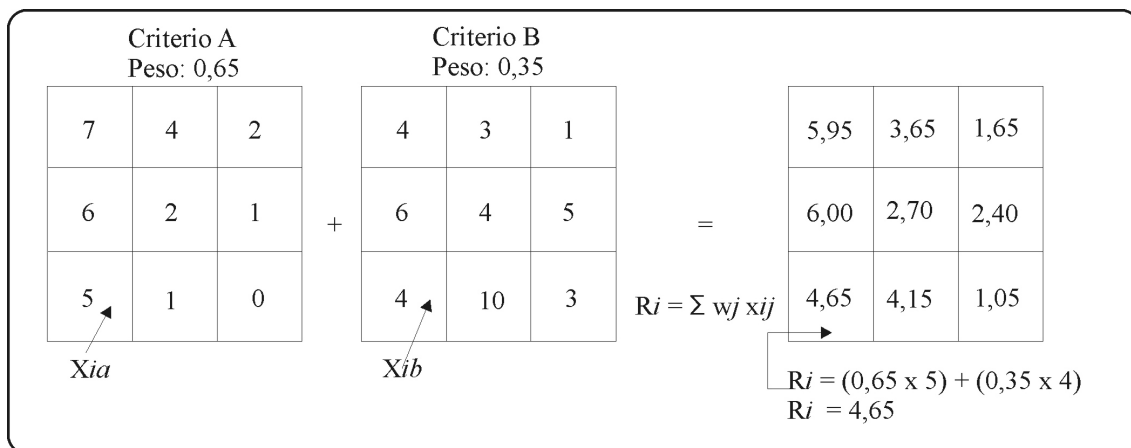


Figura 5.4. Sumatoria Lineal Ponderada
Fuente: Modificado de Gómez y Barredo, (2005).

Para obtener los modelos de adecuación óptima, se siguió un proceso metodológico con los distintos elementos y procesos anteriormente explicados. La Figura 5.5 muestra a manera de esquema los procedimientos realizados para cada tipo de plantación forestal propuestos en este trabajo.

Las zonas más adecuadas se obtuvieron a partir de diversos criterios, que a su vez fueron obtenidos de los objetivos de cada una de las plantaciones forestales. Asimismo, tomando en consideración estos criterios se definieron los factores y las restricciones para cada una de las plantaciones forestales. Los factores fueron divididos en

ambientales, económicos y sociales, los cuales fueron ponderados mediante el MJA para establecer jerarquías relativas de importancia entre factores. Para realizar este procedimiento se solicitó el apoyo de expertos de la Universidad Autónoma del Estado de México, los cuales validaron con su opinión las ponderaciones establecidas en los modelos. Una vez ponderados se realizó una superposición de capas aplicando una regla de decisión, en este caso la sumatoria lineal ponderada.

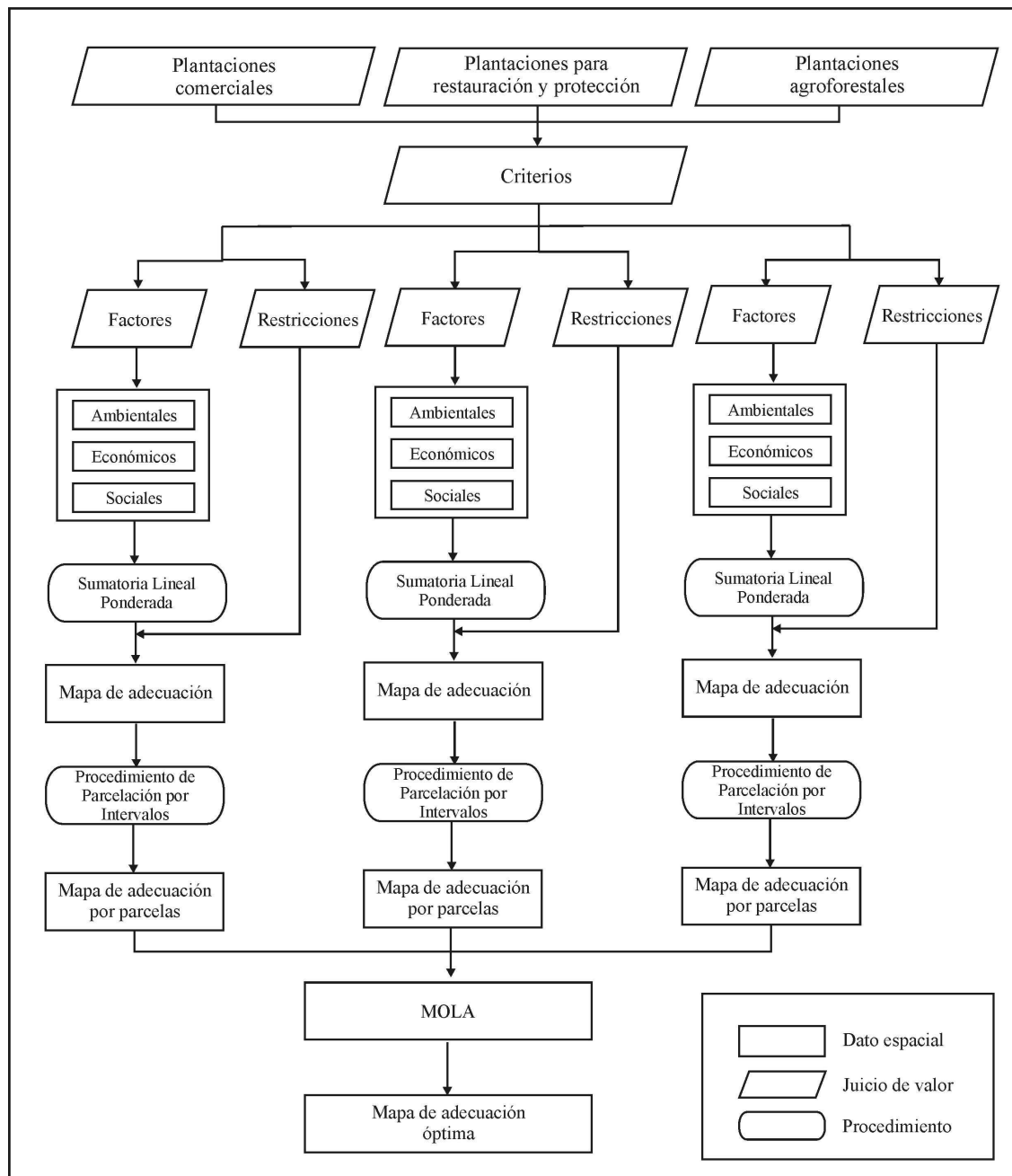


Figura 5.5. Modelos de adecuación óptima del territorio para repoblaciones forestales.

Una vez obtenidos los mapas de adecuación, se definieron las áreas con mayor aptitud para cada tipo de plantación forestal mediante el Procedimiento de Parcelación por Intervalos (PPI) propuesto por Franco y Bosque Sendra, (1997). La razón de utilizar este método de parcelación es porque se ha demostrado que se tiene un mejor control de los valores de adecuación y su distribución, además de obtener zonas o parcelas más compactas cubriendo mejor las metas de superficie.

Finalmente, con los mapas de parcelas se aplicó una función de asignación del terreno multiobjetivo (MOLA). En este caso con los mapas de adecuación por parcelas de cada plantación forestal, modificando únicamente la superficie a reforestar de cada plantación. La función MOLA requiere los nombres de los objetivos y sus pesos relativos, los nombres de los mapas de adecuación evaluados para cada uno y las áreas que deben ser asignadas a cada uno. Posteriormente reclasifica repetidamente los mapas de adecuación evaluados para realizar una asignación de primer paso, verifica los conflictos y después asigna los conflictos basándose en una regla de distancia mínima al punto ideal empleando los valores ponderados.

Los pasos anteriores fueron optimizados en una herramienta denominada *BuildScenary*¹³, diseñada concretamente para la asignación de ocupaciones y usos del suelo. Este módulo automatiza y agiliza el proceso, aplicando la sumatoria lineal ponderada como técnica de agregación de los factores y elaboración de los mapas de adecuación, así como la generación de los mapas de adecuación por parcelas. El proceso es iterativo, ya que si se obtienen mapas en parcelas que no superan las metas de superficie por objetivo, es necesario volver a reclasificar con valores más bajos dichos mapas (Rodríguez *et al.*, 2009).

¹³ Desarrollada en el Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá en el marco del proyecto de investigación SIMURBAN. http://www.geogra.uah.es/web_simurban/index.php. [Consultado: 15/05/2010]

5.4.2. Datos de referencia

Según Mena, (1996), en este tipo de metodologías no existe un esquema general de variables para estudios del territorio, por lo que la elección de las mismas se realizó tomando en consideración los objetivos de los tres modelos propuestos, así como información especializada en estos temas resultado de una extensa revisión bibliográfica y principalmente de la consulta con expertos de la Universidad Autónoma del Estado de México. No obstante, en los estudios enfocados a la planeación del medio físico y al modelado espacial aplicando SIG, variables físicas como la pendiente, ocupación del suelo, geología, edafología, clima, etc., son las habitualmente utilizadas.

La disponibilidad de información para el área de estudio fue determinante también para conformar la base de datos. Aunque no es una condición del método, todas las variables se transformaron a formato raster para facilitar de alguna forma el análisis espacial. La base de datos finalmente compilada está compuesta por las coberturas que aparecen en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2. Temáticas y coberturas utilizadas en la base de datos

Tema	Cobertura	Fuente
Físico-geográfico	Altitud	Elaboración propia a partir del MDT. INEGI.*
	Pendiente	
	Orientación	
	Temperatura	Elaboración propia a partir de información del Plan de Ordenamiento Territorial del Estado de México.*
	Precipitación	
	Suelos	
	Profundidad del suelo	
	Textura del suelo	
	Erosión del suelo	
	Litología	
	Potencial agrícola del suelo	
	Hidrografía	
	Ocupación y uso del suelo	Elaboración propia a partir de datos del INE.*
Economía	Viveros forestales	Elaboración propia a partir de datos de PROBOSQUE.
	Empresas y centros de venta de productos madereros	
Población	Localidades con menos de 2500 habitantes	Elaboración propia a partir de datos del INEGI.
Marco legal	Tenencia de la tierra	Elaboración propia a partir de datos del RAN.
	Áreas naturales protegidas	Elaboración propia a partir de datos de la SEMARNAT.*
Vías de comunicación	Carreteras estatales y federales	Elaboración propia a partir de datos del INEGI.*

* Escala 1:250000.

En este trabajo, los tipos de reforestación se definieron según las especies forestales autóctonas que el gobierno del Estado de México recomienda para plantaciones forestales (GEM, 2006). Para clasificar las especies forestales por tipo de plantación se tomaron en cuenta los objetivos de cada reforestación que propone la CONAFOR¹⁴, las cuales a su vez se relacionaron con el tipo de vegetación que se ha estado manejando en este trabajo de investigación (Tabla 5.3).

Tabla 5.3. Especies forestales recomendadas para plantaciones forestales por tipo de vegetación

Tipo de plantación	Especie	Tipo de vegetación
Comercial	<i>Pinus Montezumae</i>	Bosques de coníferas Bosques mixtos
	<i>Pinus douglasiana</i>	
	<i>Pinus patula</i>	
	<i>Pinus Pseudostrobus</i>	
	<i>Pinus rudis</i>	
	<i>Pinus teocote</i>	
	<i>Pinus leiophylla</i>	
	<i>Pinus pringlei</i>	
Restauración y protección	<i>Abies religiosa</i>	Bosques de latifoliadas Bosques mixtos
	<i>Quercus laurina</i>	
	<i>Quercus rugosa</i>	
	<i>Quercus macropylla</i>	
Agroforestal	<i>Acacia farnesiana</i>	Selva baja caducifolia
	<i>Bursera aloexylon</i>	
	<i>Bursera simaruba</i>	
	<i>Cordia elaeagnoides</i>	

Utilizando esta información se delimitaron amplitudes de valores óptimos para cada tipo de plantación forestal, según los criterios ambientales a nivel de especie, elaborados y definidos por expertos forestales de la propia CONAFOR (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Amplitudes de valores óptimos para plantaciones forestales

Requerimientos ambientales		Tipo de plantación forestal		
		Comerciales	Restauración y protección	Agroforestales
Altitud	(msmm)	1800 - 3000	1500 - 2700	100 - 1400
Pendiente	(%)	20 - 40	20 - 40	20 - 40
Exposición solar	(grados)	Norte y Noroeste	Norte	Sur
Temperatura media anual	(° C)	3 - 25	16 - 20	19 - 28
Precipitación media anual	(mm/año)	700 - 1500	1000 - 1400	600 - 1700
Tipo de suelo		Andosol	Andosol	Regosol
Profundidad del suelo	(cm)	> 100	50 - 100	0 - 50
Textura del suelo		Media	Media	Fina
Tipo de roca		Volcánica	Volcánica-sedimentaria	Volcánica-sedimentaria Clastica y volcánica

¹⁴ Las fichas técnicas de más de 130 especies utilizadas para diferentes tipos de reforestación en México se pueden descargar en el sitio WEB de la CONAFOR: <http://www.conafor.gob.mx/index.php>

En base a lo anterior, se implementan modelos de adecuación óptima para los tres tipos de plantación forestal: a) comerciales, b) restauración y protección y c) agroforestales. Los modelos plantean en primer lugar asignar áreas deseables de repoblación forestal para el período 1993-2000, y en segundo término realizar un cruce con la ocupación y uso del suelo real del año 2000. Esto último sirvió para cuantificar y localizar en que categorías del año 2000 se presentaron los cinco niveles de adecuación óptima. De igual forma, se realizó una comparación entre los mapas de adecuación por parcelas y las ganancias reales que tuvieron las cubiertas forestales en el período de 1993 al 2000. Posteriormente, se realizan modelos de asignación óptima para repoblaciones forestales para el año 2025, tomando como referencia el año 2000 y según metas de reforestación establecidas en el Programa de Desarrollo Forestal Sustentable 2005-2025.

5.5. SIMULACIÓN DE ÁREAS ÓPTIMAS PARA PLANTACIONES FORESTALES

5.5.1. Criterios, restricciones y factores

Para lograr el objetivo principal de localizar las áreas más adecuadas para los diferentes tipos de reforestación, se tomaron en cuenta criterios de tipo ambiental, económico y social. Estos criterios deben contener distintos tipos de variables que podrán ser a su vez factores y restricciones. Los factores deben ser medidos en escalas continuas, mientras que las restricciones son de tipo excluyente y deben ser una capa binaria. En el siguiente apartado se detallan los criterios, factores y restricciones que se utilizaron para los modelos normativos, se explica cómo se obtienen cada uno de los mapas en función de la naturaleza cualitativa o cuantitativa de cada variable.

5.5.1.1. Criterios.

Los criterios que se han considerado pertinentes para localizar áreas adecuadas para plantaciones forestales son los siguientes:

- Espacios con un potencial del suelo adecuado, que incluya aspectos geográficos y topográficos apropiados para realizar actividades forestales.

-
- Lugares donde se pueda introducir una cubierta vegetal que permita conservar e incrementar la fertilidad del suelo y parte de la diversidad de plantas y animales.
 - Terrenos alterados y perturbados por la acción humana, propensos a reconvertirse en masas forestales que ayuden a estabilizar el medio ambiente natural, la recarga de acuíferos, mejorar el ciclo hidrológico y la calidad del agua.
 - Espacios donde las actividades forestales no entren en conflicto con las áreas protegidas y sirvan de apoyo al desarrollo económico y social de las comunidades más afectadas.
 - Espacios que cuenten con una adecuada accesibilidad a las vías de comunicación, y en el caso de las plantaciones forestales comerciales cercanía a las materias primas y a lugares de comercialización de productos maderables y no maderables.
 - Espacios que estén próximos a infraestructuras hidráulicas existentes, así como a los cuerpos y corrientes de agua naturales.
 - Terrenos que cumplan y reúnan las condiciones legales dispuestas por los diferentes niveles de gobierno para realizar plantaciones forestales.
 - Zonas con alta calidad visual, sobre todo en plantaciones forestales para restauración y protección, consideradas áreas con alto valor paisajístico.

5.5.1.2. Restricciones

Las restricciones representan las alternativas que sólo tienen dos códigos numéricos, el 1 que corresponde al lugar candidato para desarrollar la actividad y el valor 0, que indica todas las zonas excluidas del análisis.

En este trabajo, las restricciones tienen como objetivo impedir que la implantación de las plantaciones forestales se localice sobre las principales vías de comunicación como carreteras, caminos y red ferroviaria, así como sobre la red hidrográfica formada por cauces de ríos, cuerpos de agua, canales, acueductos subterráneos y superficiales. En la Tabla 5.5 se muestra las ocupaciones y usos del suelo que actúan como restricciones en cada tipo de plantación forestal. Por ejemplo, en todos los bosques templados se excluyen las plantaciones agroforestales, pero se permiten en la selva baja caducifolia, el pastizal, las áreas sin vegetación aparente y la agricultura de temporal.

Tabla 5.5. Restricciones de ocupación y uso del suelo en la implantación de repoblaciones forestales

Ocupación y uso del suelo	Tipo de plantación		
	Comercial	Restauración y protección	Agroforestal
Bosque de coníferas primario	X	X	X
Bosque de coníferas secundario		X	X
Bosque de latifoliadas primario	X		X
Bosque de latifoliadas secundario	X		X
Bosque mixto primario	X		X
Bosque mixto secundario			X
Bosque mesófilo de montaña	X	X	X
Selva baja caducifolia primaria	X	X	
Selva baja caducifolia secundaria	X	X	
Matorral primario		X	X
Matorral secundario		X	X
Pastizal			
Otros tipos de vegetación	X	X	X
Áreas sin vegetación aparente			
Agricultura de riego	X	X	X
Agricultura de temporal			
Plantación forestal	X	X	X
Asentamientos humanos	X	X	X

Lo anterior hace que el área sin ningún tipo de limitación se reduzca considerablemente, quedando 163.927 ha disponibles para localizar zonas adecuadas para plantaciones agroforestales (Figura 5.6a), mientras que las plantaciones para restauración y protección tienen 696.679 ha. (Figura 5.6b) y las plantaciones comerciales disponen de 1.109.024 ha. (Figura 5.6c).

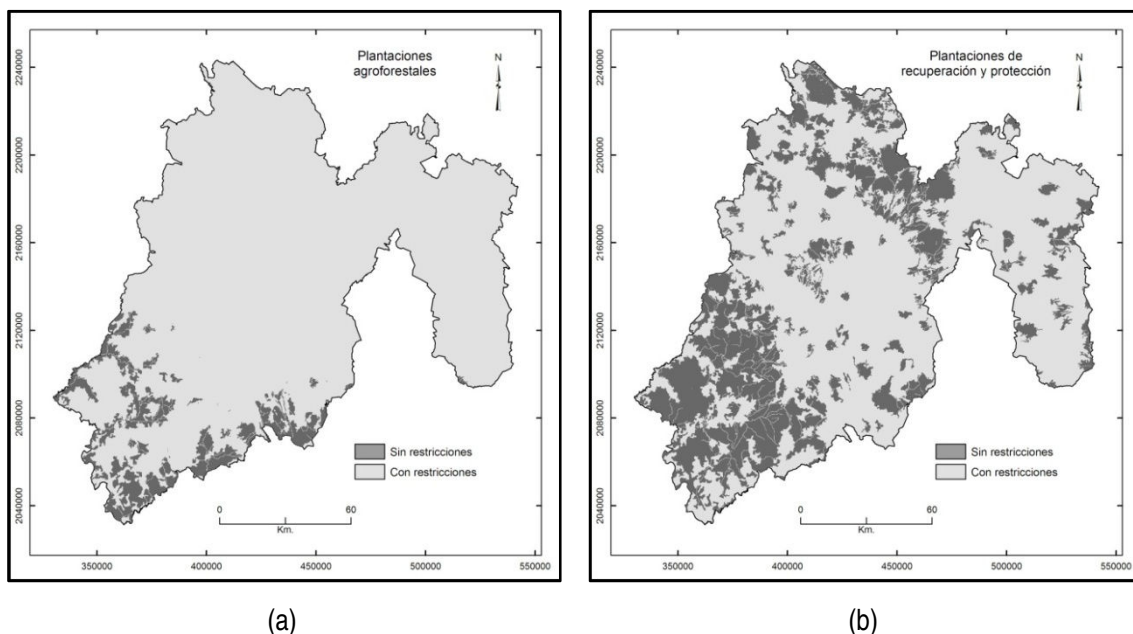
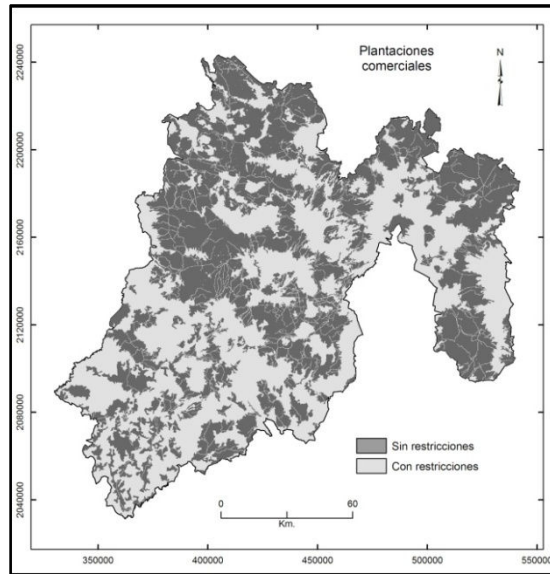


Figura 5.6 Restricciones para plantaciones agroforestales (a) y de restauración y protección (b).



(c)

Figura 5.6 (...continuación) Restricciones para plantaciones comerciales (c).

5.5.2. Modelos de adecuación óptima para plantaciones forestales comerciales

5.5.2.1. Factores ambientales

Algunos de los trabajos encontrados en la bibliografía especializada de métodos de EMC y tecnología SIG aplicados a reforestaciones forestales, sugieren que para la repoblación forestal de tipo comercial se deben considerar ciertos aspectos y condiciones agroecológicas de la zona, entre las que destacan la altitud del lugar, la pendiente, la exposición solar, la calidad del suelo y el clima predominante (Pajares y Artigado, 1997; Mena, 1996; González y Moreno, 1997; Cervi *et al.*, 2006; Ravelo y Abril, 2007). Otros estudios utilizan para estas evaluaciones factores de tipo social y económico (Pozzobon y Gutiérrez, 2003; Santé y Crecente, 2005; Gül *et al.*, 2006; Soria *et al.*, 2007).

Asimismo, se agregan otros factores considerados importantes para esta actividad, tomando como referencia los datos obtenidos de las fichas técnicas para la reforestación realizadas por expertos forestales de la CONAFOR.

Altitud. La importancia de este factor radica en encontrar los umbrales más óptimos para determinar zonas con mayor adaptación de especies forestales que puedan

ser comercializadas. Tomando como base los parámetros ya señalados en la Tabla 5.4, se calcularon umbrales mediante una función de tipo borrosa sigmoidal simétrica y se consideró como lo más óptimo a los píxeles que se ubicaron en los 2300 m. de altitud (Figura 5.7).

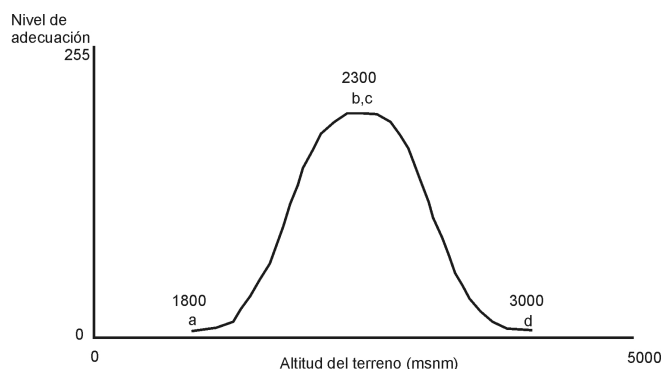


Figura 5.7. Normalización de la altitud mediante una función borrosa

Pendiente. Según la guía para la elaboración de estudios del medio físico del Ministerio del Medio Ambiente de España (CEOTMA, 1991), las mejores pendientes para las actividades forestales se ubican por encima del 25%. Al igual que la altitud se aplicó una función de tipo borrosa sigmoidal simétrica, tomando en cuenta que los píxeles localizados entre los 20% y 40% de pendiente son los más adecuados para implantar especies comerciales.

Temperatura. Tomando en consideración los requisitos agroecológicos de las especies forestales con fines comerciales, se determinó que la temperatura más óptima es de 14°C, con un intervalo que va desde los 3°C hasta los 25°C. Del mismo modo se empleó una función borrosa sigmoidal simétrica.

Precipitación. Es muy similar a la temperatura, sólo que este caso la precipitación óptima es de 1100 mm, con un intervalo de 700 mm a 1500 mm. Se aplica la misma función sigmoidal simétrica.

Orientación. Este factor supone otra característica importante a considerar en un repoblamiento forestal. Según las fichas técnicas elaboradas por la CONAFOR, la vertiente norte es la más adecuada para la mayoría de especies de coníferas, no obstante otras vertientes como la noroeste y noreste no deben descartarse. Se realizó una

reclasificación de las orientaciones de acuerdo a los octantes de la exposición solar como se muestra en la Tabla 5.6. Donde 0 tendrá una adecuación nula y 7 la máxima adecuación. En este caso, la normalización se realizó con una función borrosa de tipo linear con incremento monótono.

Tabla 5.6. Valores reclasificados para obtener la mejor orientación

Exposición solar	Valores en grados	Valor reclasificado
Sur	157,4 – 202,5	0
Suroeste	202,5 – 247,5	1
Sureste	112,5 – 157,5	2
Oeste	247,5 – 292,5	3
Este	67,5 – 112,5	4
Plano	Valor igual a -1	0
Noroeste	292,5 – 337,5	5
Noreste	22,5 – 67,5	6
Norte	0 – 22,5 y 337,5 - 360	7

Tipos de suelo. El área de estudio cuenta con diversos tipos de suelo, siendo de los más comunes los de origen volcánico. Para realizar la valoración de los suelos se siguieron las recomendaciones de la CONAFOR, que indican que para las especies que se utilizan para plantaciones de tipo comercial los mejores suelos son los andosoles, a los cuales se les otorgó la más alta idoneidad. Las demás se pueden observar en la Tabla 5.7.

Tabla 5.7. Tipos de suelo reclasificados según grado de idoneidad

Suelo (FAO)	Idoneidad	Valor reclasificado
Andosol	Muy alta	1
Cambisol	Alta	2
Regosol	Media	3
Leptosol	Media	3
Histosol	Media	3
Otros	Muy baja	4

De acuerdo a la idoneidad anterior se procedió a calcular los pesos correspondientes a cada uno de los tipos de suelo. Usando el método de comparación por pares de Satty (1980) se asignaron los valores reclasificados de cada uno de los tipos de suelo (Tabla 5.8). Para demostrar que la consistencia en la asignación de juicios de valor es correcta se calcula el valor de la razón de consistencia (*consistency ratio*). En este caso el c.r. indica que la asignación de los juicios de valor es consistente.

Tabla 5.8. Matriz de comparación por pares. Tipo de suelo.

Tipos	Tipos de suelo				Peso
	1	2	3	4	
1	1				0,58
2	1/3	1			0,23
3	1/5	1/2	1		0,13
4	1/9	1/6	1/4	1	0,04

c.r. = 0,03, la consistencia es aceptable.

Profundidad del suelo. La profundidad del suelo más adecuada sugerida para especies utilizadas en repoblamientos forestales comerciales debe ser mayor a 100 cm. Sin embargo, existen algunas otras especies que pueden desarrollarse en suelos menos profundos como el *Pinus Montezumae* y el *Pinus douglasiana*, por lo que se decidió otorgar baja idoneidad a profundidades menores a 50 cm. y media al intervalo entre 50 y 100 cm. Usando nuevamente el método de comparación por pares, se obtuvieron los pesos correspondientes.

Textura del suelo. Al igual que la profundidad, la textura es una propiedad física del suelo que incide en los tipos de repoblación forestal. En este sentido, se sugiere que los suelos con un contenido equilibrado de arena, arcilla y limo son los más adecuados para plantaciones comerciales, es decir los suelos con textura media. Considerando lo anterior y aplicando de nuevo la comparación por pares se consiguieron los valores de aptitud.

Erosión del suelo. Los procesos erosivos están considerados como una de las causas más importantes de pérdida de fertilidad y productividad de los suelos. La unidad de medida de la erosión es la cantidad de suelo perdido en toneladas por hectárea al año (ton/ha/año). Se definieron cuatro rangos: erosión muy fuerte con valores de pérdida de suelo mayores a 200 ton/ha/año, erosión fuerte con volúmenes de pérdida de suelo entre 50 y 200 ton/ha/año, erosión moderada con un rango de pérdida de suelo por hectárea al año es de 10 a 50 toneladas y finalmente, las áreas con erosión ligera, cuyos niveles de pérdida de suelo por hectárea son siempre menores a 10 ton/ha/año.

Para las plantaciones comerciales se definió que las aptitudes más altas fueran las que correspondían a las zonas con erosión fuerte y muy fuerte. Usando el mismo método de Satty, se calcularon los pesos para cada uno de los tipos de erosión.

Litología. En términos generales el sustrato geológico está relacionado con la aptitud de los diferentes usos del suelo, por lo que incide de manera directa en los tipos de suelo que soportan la actividad forestal. En este sentido se ha determinado que el sustrato rocoso de origen volcánico del cuaternario y de terciario son los más adecuados para soportar una reforestación de especies arbóreas para fines comerciales. Del mismo modo que los factores anteriores fueron calculados los pesos para cada uno de los tipos de roca correspondientes.

Ocupación y uso del suelo. En el caso de las repoblaciones forestales con fines comerciales, se ha considerado que las zonas más adecuadas son las que presentan un tipo de vegetación degradada o que no cuentan con ella. Se otorga un valor de adecuación muy alto a los pastizales, ya que en este caso se asume que esta categoría se ha desarrollado al eliminarse la vegetación original, ya sea de bosque, selva o matorral.

De igual forma se consideran zonas adecuadas las áreas sin vegetación y los matorrales secundarios. También las zonas de agricultura de temporal podrían soportar este tipo de plantaciones. En este sentido es preciso aclarar que debido a la escala de trabajo, no es posible detectar con precisión que tierras de labor están abandonadas, por lo que se asume toda la categoría en su conjunto y se le asigna una idoneidad media (Tabla 5.9).

Tabla 5.9. Tipo de ocupación y uso del suelo reclasificado según grado de idoneidad

Ocupación y uso del suelo	Idoneidad	Valor reclasificado
Pastizal	Muy alta	1
Áreas sin vegetación	Muy alta	1
Matorral secundario	Alta	2
Agricultura de temporal	Media	3
Bosque de coníferas secundario	Media	3
Bosque mixto secundario	Media	3

De igual forma, los bosques secundarios de coníferas y mixtos podrían ser apropiados para ser regenerados con este tipo de plantaciones comerciales. Usando el método de comparación por pares, se obtuvieron los pesos correspondientes (Tabla 5.10).

Tabla 5.10. Matriz de comparación por pares. Tipo de ocupación y uso del suelo.

Tipo	Tipo de ocupación del suelo			Peso
	1	2	3	
1	1			0,64
2	1/3	1		0,22
3	1/5	1/2	1	0,12

c.r. = 0,0, la consistencia es aceptable.

Potencial agrícola del suelo. Este factor toma en consideración la capacidad agrícola del territorio, de acuerdo a las potencialidades y limitaciones naturales que tienen los suelos para esta actividad. La justificación de su inclusión en los modelos se debe a que se tomaron en cuenta criterios importantes que ayudaron a determinar zonas adecuadas para reforestaciones, como la fase química del suelo, la cantidad de materia orgánica y la disponibilidad de humedad (GEM, 1999).

Para este estudio se definieron cuatro categorías: las zonas que no tienen ninguna limitante, es decir, suelos que presentan propiedades adecuadas para la actividad agrícola intensiva. Las zonas con algunas limitantes que hacen necesaria la aplicación de técnicas para el tratamiento del suelo, las áreas con varias limitantes donde es posible aprovecharlos para la agricultura (aunque demandan fuertes insumos) y finalmente aquellas zonas inadecuadas, cuyos suelos son muy someros por lo que las actividades agrícolas que se efectúan en esta clase generalmente tienen rendimientos muy bajos y no es posible emplear técnicas para aprovechar intensivamente los suelos o bien, requieren de insumos en cantidades y costos muy elevados.

Para este factor se consideró que los suelos sin limitantes son los más adecuados para repoblamiento forestal con fines comerciales, seguido de aquellos suelos que tuvieran alguna o varias limitantes. En este caso la matriz de Satty se construyó con las tres primeras categorías, ya que la última se le asignó un valor de 0 por tener una idoneidad nula. Finalmente la Figura 5.8 muestra los mapas normalizados correspondientes a los factores ambientales de las plantaciones comerciales.

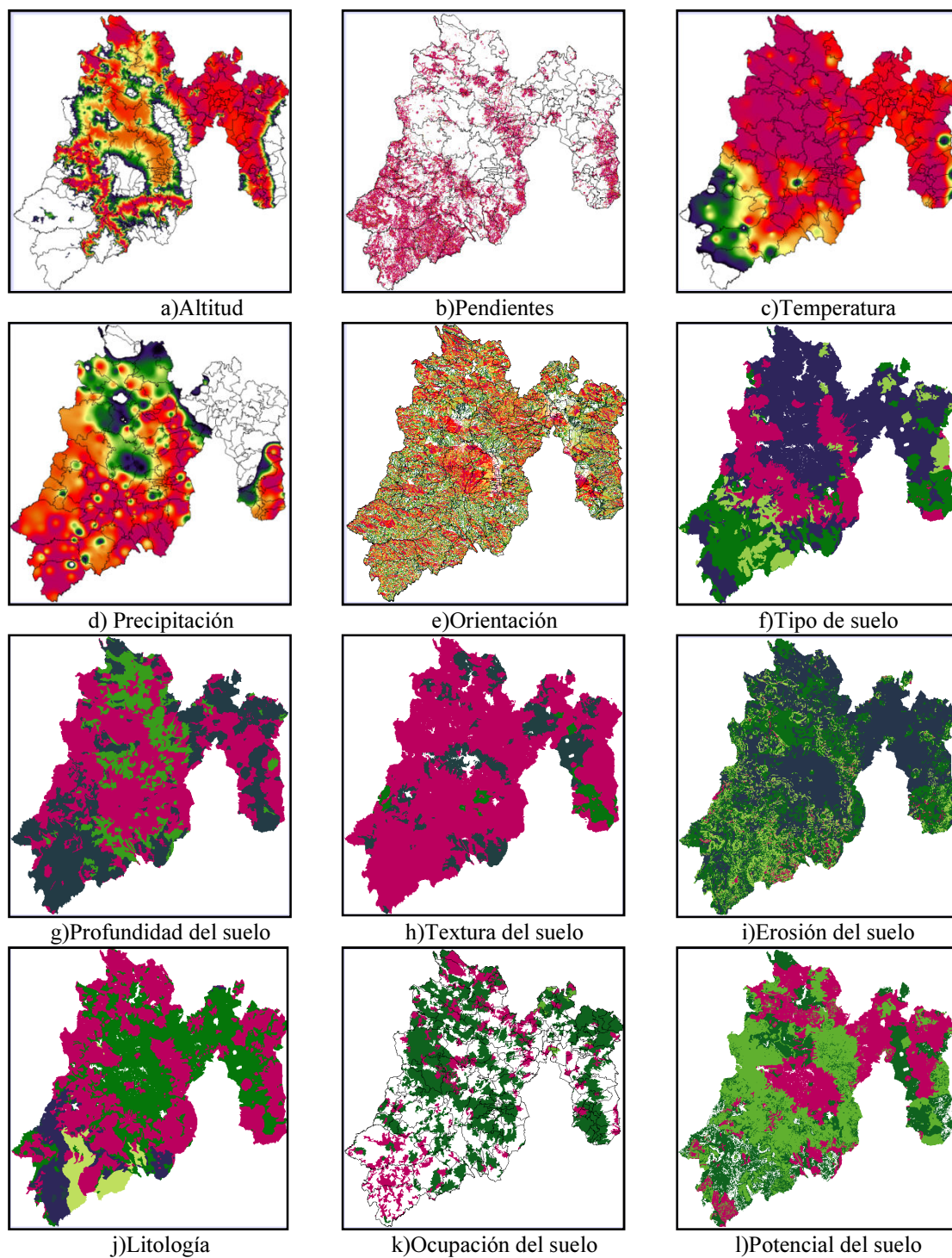


Figura 5.8. Coberturas correspondientes a los factores ambientales

5.5.2.2 Factores económicos

Para determinar las zonas más adecuadas para plantaciones comerciales se seleccionaron los siguientes factores económicos:

Accesibilidad a viveros forestales. La adecuación del terreno de este factor se midió en función de la distancia a los 16 viveros forestales que existían en 1994 en todo el territorio estatal, considerándolos como centros productores de la materia prima principal de las plantaciones forestales. La normalización del factor se realizó con una función borrosa de tipo lineal con decremento monótono.

Accesibilidad a carreteras principales. La cercanía a las vías de acceso se considera como un factor importante para poder realizar la extracción de madera de las plantaciones forestales, por lo tanto las áreas más próximas a estas vías serán las más óptimas para realizar esta actividad. La normalización se efectuó mediante una función lineal con decremento monótono.

Accesibilidad a cuerpos de agua y red hidrográfica. La accesibilidad al agua se considera esencial para el desarrollo de cualquier tipo de vegetación. Así, los lugares más próximos a los cuerpos de agua se valoran como los más óptimos para plantar especies forestales de tipo comercial. La normalización de este factor es de tipo lineal y decremento monótono entre 0 y el valor máximo de la imagen.

Accesibilidad a mercados. La cercanía a los principales mercados es de suma importancia al momento de realizar un proyecto de reforestación con fines comerciales, por lo tanto se considera que hay que situarlas lo más cercanas posibles a los puntos de venta y comercialización de la producción maderera. Para considerar este factor se calculó la distancia euclidiana desde la ubicación puntual de ocho de las principales empresas madereras que existían en la región en 1994, dos de ellas ubicadas en la capital del Estado y las otras seis en la zona metropolitana de la Ciudad de México. La normalización de este factor se realizó de forma lineal y decremento monótono entre 0 y el valor máximo de la imagen.

La Figura 5.9 muestra los mapas normalizados correspondientes a los factores económicos de las plantaciones comerciales.

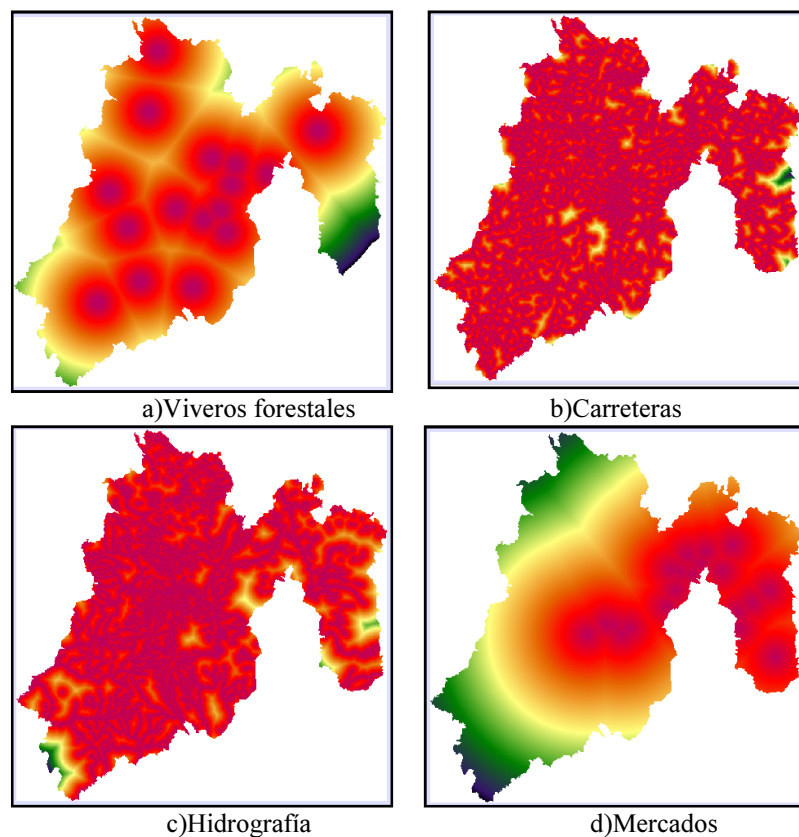


Figura 5.9. Coberturas correspondientes a los factores económicos

5.5.2.3. Factores sociales

Proximidad a localidades rurales. Los apoyos que otorga el gobierno mexicano para el establecimiento y mantenimiento de plantaciones forestales comerciales están orientados a zonas y comunidades principalmente rurales. Dado que el INEGI considera como localidad rural a los asentamientos humanos menores a 2500 habitantes, se decidió incluir como factor a las localidades que cumplieran esta condición. Para modelar este factor se calculó la distancia de estas localidades y se normalizó mediante una función borrosa de tipo linear con decremento monótono.

Superficies comunales. También en el caso de las superficies comunales, el gobierno de México ofrece apoyos financieros para aquellos ejidos que tienen vocación forestal y proponen proyectos de establecimiento y mantenimiento de plantaciones forestales comerciales. Este factor se realizó tomando como base los polígonos de los

ejidos medidos por el Programa de Certificación Ejidal (PROCEDE) en la década del noventa. Se otorga un valor de adecuación muy alto a los ejidos con superficies entre 500 ha y 1000 ha, respetando los criterios de ejecución para plantaciones forestales comerciales que solicita la CONAFOR. Usando nuevamente el método de comparación por pares de Satty, se calcularon los pesos para cada una de las superficies (Tablas 5.11 y 5.12).

Tabla 5.11. Tipo de ocupación y uso del suelo reclasificado según grado de idoneidad

Superficie comunal	Idoneidad	Valor reclasificado
Menor a 500	Alta	1
500 -1000	Muy alta	2
1001 – 5000	Baja	3
Mayor a 5000	Muy baja	4

Tabla 5.12. Matriz de comparación por pares. Superficie comunal.

Tipo	Superficies comunales				Peso
	1	2	3	4	
1	1				0,33
2	2	1			0,53
3	1/5	1/6	1		0,08
4	1/7	1/9	1/2	1	0.04

c.r. = 0.02, la consistencia es aceptable.

Impacto visual. En este trabajo se establece que el tipo de plantación forestal comercial que puede implantarse en la región, debe estar orientado a presentar un impacto visual positivo. Para ello, se construyó un factor que midiera la calidad visual del paisaje desde las zonas urbanas y carreteras consolidadas.

Inicialmente se procedió a calcular cuencas visuales de estas coberturas, posteriormente se aplicaron áreas de influencia (*buffer*) a diferentes distancias, obteniendo tres zonas de visibilidad (CEOTMA, 1991). Sin embargo, al normalizar el factor, el procedimiento dio como resultado que las zonas con muy alta adecuación se ubicarían muy próximas a las zonas urbanas y a las carreteras, lo que podría causar problemas al momento de planificar este tipo de repoblamientos forestales.

Para solucionar lo anterior, se decidió multiplicar las cuencas visuales de las coberturas por la distancia máxima del tercer plano de las zonas de visibilidad, en este

caso 5000 m. Después se normalizó con una función borrosa sigmoideal simétrica con los siguientes valores: $a=0$, $b=700$, $c=1500$ y $d=5000$. De esta forma se premia con valores de adecuación alto a las zonas ubicadas en el segundo plano, pero sin dejar fuera al primero y tercer plano.

Los mapas normalizados correspondientes a los factores sociales de las plantaciones comerciales se muestran en la Figura 5.10.

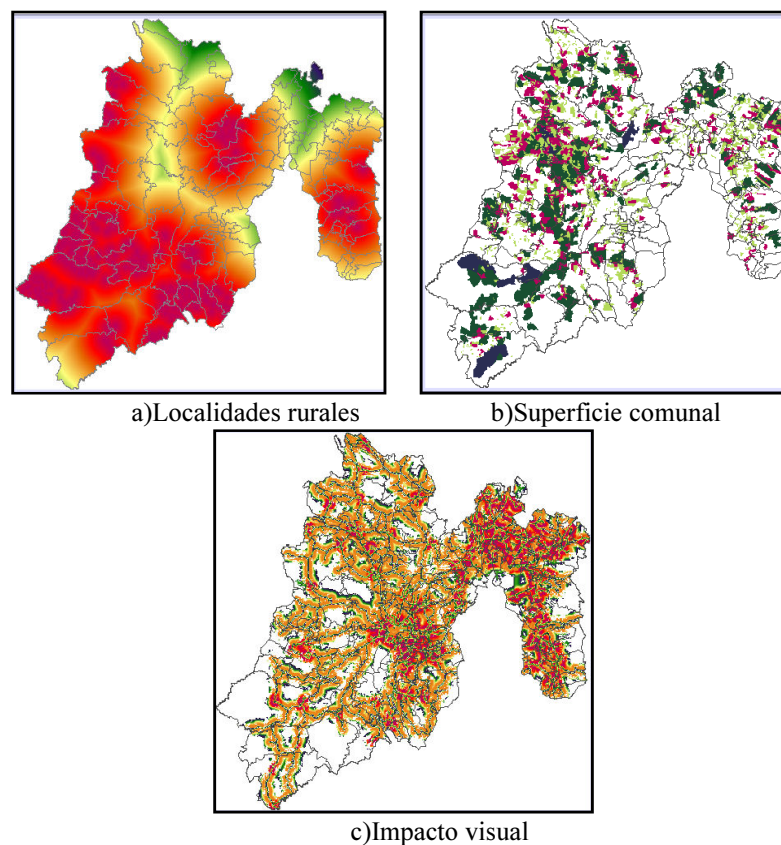


Figura 5.10. Coberturas correspondientes a los factores sociales

5.5.3. Modelo de adecuación óptima para plantaciones forestales de restauración y protección

Este modelo se desarrolla de manera similar al anterior, aunque los valores de adecuación y los de idoneidad cambian en algunos factores. La Tabla 5.13 muestra a manera de resumen los cinco primeros factores ambientales utilizados. Los otros factores se describen de manera breve para evitar redundar en el procedimiento. Sólo cuando es necesario se explica con mayor detalle el factor utilizado.

Tabla 5.13. Factores ambientales para el modelo de plantaciones de restauración y protección

Factor	Tipo de normalización		Valores de adecuación
Altitud	Borrosa simétrica	sigmoidal	a=1500
			b=2100
			c=2100
			d=2700
Pendiente	Borrosa simétrica	sigmoidal	a=15
			b=20
			c=40
			d=100
Precipitación	Borrosa simétrica	sigmoidal	a=1000
			b=1200
			c=1200
			d=1400
Orientación	Linear con monótono	incremento	a=0
			b=7

5.5.3.1. Factores ambientales

Tipos de suelo. De acuerdo a las fichas agroforestales de la CONAFOR, los andosoles y vertisoles son los suelos más idóneos para reforestaciones de restauración y protección, seguidos por luvisoles.

Profundidad del suelo. Se sugieren suelos con una profundidad entre 50 y 100 cm, para especies utilizadas en repoblamiento de restauración y protección. No obstante, no se descarta profundidades mayores a 100 cm. que son las que necesitan especies como *Quercus laurina* y *Quercus macropylla*.

Erosión del suelo. Al igual que las plantaciones comerciales, en las de restauración y protección se definieron que las aptitudes más altas fueran las correspondientes a zonas con erosión fuerte y muy fuerte.

Litología. Se estipula que el sustrato rocoso de origen volcánico-sedimentario es el más adecuado para soportar este tipo de reforestación.

Ocupación y uso del suelo. Se estima conveniente que las zonas más adecuadas para este tipo de repoblación son los bosques de latifoliadas y mixtos secundarios, ya que son áreas que presentan vegetación degradada. Aunque también son factibles de restaurar las áreas sin vegetación y las zonas de pastizales que se han desarrollado al eliminarse la vegetación original.

Áreas naturales protegidas. La mayor adecuación para este tipo de repoblación forestal, se asigna a las zonas que se ubican dentro de las áreas naturales protegidas. Sin embargo, el tratamiento de este factor se realizó de tal manera que las áreas naturales protegidas bajo custodia del gobierno estatal y municipal tuvieran mayor peso, aunque no muy lejos de ellos los parques nacionales y reservas ecológicas. Para lograr lo anterior se realizó una normalización de tipo borrosa lineal con incremento monótono, donde los puntos de control no fueran los valores máximo y mínimo de la imagen, de esta forma se lograron establecer valores más apropiados en este factor.

5.5.3.2. Factores económicos

Al igual que en los factores ambientales, en la Tabla 5.14 se muestra a manera de resumen los cuatro primeros factores económicos utilizados, en este caso el factor correspondiente a la accesibilidad a los mercados fue descartado del análisis.

Tabla 5.14. Factores económicos para el modelo de plantaciones de restauración y protección

Factor	Tipo de normalización	Valores de adecuación
Accesibilidad a carreteras principales	Linear con decremento monótono	c=0 d=65854.48
Accesibilidad a hidrografía	Linear con decremento monótono	c=0 d=39006.81
Accesibilidad a viveros	Linear con decremento monótono	c=0 d=81819.26

5.5.3 3. Factores sociales

Proximidad a localidades rurales. Se usó el mismo criterio que para las plantaciones forestales comerciales. Ya que una parte de los subsidios que otorga el gobierno mexicano para plantaciones forestales de protección y restauración, también están orientados a zonas y comunidades rurales.

Superficies comunales. El gobierno de México ofrece incentivos financieros para aquellos ejidos que tienen vocación forestal y proponen proyectos de restauración y protección de ecosistemas forestales. Sólo que en este caso el apoyo económico está dirigido a ejidos con superficies más pequeñas en relación con las plantaciones comerciales, por ello, se conceden un valor de adecuación alto a superficies menores de 500 ha, es decir a los ejidos más pequeños.

Impacto visual. Para medir la calidad visual del paisaje de las reforestaciones para restauración y protección se construyó un factor similar al empleado en el modelo anterior, utilizando tres zonas de visibilidad y normalizando mediante una función borrosa de tipo linear.

5.5.4. Modelo de adecuación óptima para plantaciones agroforestales

Este modelo se desarrolla con la misma metodología que los dos anteriores, sin olvidar que existen valores de adecuación y de idoneidad que pueden cambiar en algunos de los factores. La Tabla 5.15 muestra los factores ambientales utilizados.

5.5.4.1. Factores ambientales

Tabla 5.15. Factores ambientales para el modelo de plantaciones agroforestales

Factor	Tipo de normalización	Valores de adecuación
Altitud	Borrosa sigmoideal simétrica	a=100 b=700 c=700 d=1400
Pendiente	Borrosa sigmoideal simétrica	a=15 b=20 c=40 d=100
Precipitación	Borrosa sigmoideal simétrica	a=600 b=1100 c=1100 d=1700

Orientación. En este caso, este factor cambio con respecto a los anteriores modelos, ya que supone que la vertiente sur es la más adecuada para la mayoría de especies de las plantaciones agroforestales, no obstante otras vertientes como la suroeste y sureste no deben descartarse por lo que se realizó una nueva reclasificación de las orientaciones de acuerdo a este nuevo criterio. La normalización se realizó con una función borrosa de tipo linear con incremento monótono.

Tipos de suelo. Los regosoles son los suelos con idoneidad más alta para plantaciones agroforestales, sin embargo también son aptos los leptosoles, y otros tipos tienen una idoneidad media como los litosoles, vertisoles y fluvisoles.

Profundidad del suelo. Para especies utilizadas en repoblamiento agroforestales se sugieren suelos no muy profundos de entre 0 y 50 cm. Sin embargo, no se debe descartar que especies como *Acacia farnesiana* y *Cordia alliodora* se desarrollan en suelos más profundos. La Tabla 5.16 muestra los valores para este factor. Asimismo, aplicando el método de comparación por pares, se obtuvieron pesos para cada tipo de profundidad del suelo, como se observa en la Tabla 5.17

Erosión del suelo. Al igual que en los dos modelos anteriores, en las plantaciones agroforestales se definieron que las aptitudes más altas fueran las correspondientes a zonas con erosión fuerte y muy fuerte.

Tabla 5.16. Profundidad del suelo reclasificado según grado de idoneidad

Profundidad (cm.)	Idoneidad	Valor reclasificado
0 - 50	Muy alta	1
50,1 -100	Alta	2
>100	Media	3

Tabla 5.17. Matriz de comparación por pares. Profundidad del suelo.

Tipo	Profundidad			Peso
	1	2	3	
1	1			0,64
2	1/3	1		0,22
3	1/5	1/2	1	0,12

c.r. = 0.00, la consistencia es aceptable.

Litología. Las fichas técnicas establecen que las áreas que contienen rocas de origen volcánico-sedimentario y las clásticas y volcánicas son las más adecuadas para soportar este tipo de reforestación.

Ocupación y uso del suelo. Las zonas más adecuadas son las selvas bajas caducifolias, sobre todo la selva con vegetación secundaria. Las zonas con agricultura de temporal tienen también muy alta idoneidad para plantaciones agroforestales. Otras

zonas factibles de recuperar y utilizar para este tipo de plantaciones son las áreas sin vegetación y las zonas de pastizales.

Áreas naturales protegidas. Aunque en este caso las reforestaciones agroforestales podrían ubicarse dentro de áreas naturales protegidas, la mayor adecuación para este tipo de repoblación se asignó a las zonas que se ubican fuera de estas áreas.

5.5.4.2. Factores económicos

La Tabla 5.18 muestra un resumen de los cinco factores económicos utilizados, se vuelve a incluir la accesibilidad a mercados, ya que se considera importante para la venta de la producción agrícola, por lo que este factor se construyó de tal forma que los puntos de mercado fueran las localidades que son cabeceras de los distritos agropecuario establecidos por el gobierno del Estado.

Tabla 5.18. Factores económicos para el modelo de plantaciones agroforestales

Factor	Tipo de normalización			Valores de adecuación
Accesibilidad forestales a viveros	Linear	con	decremento monótono	c=0 d=81819.26
Accesibilidad principales a carreteras	Linear	con	decremento monótono	c=0 d=65854.48
Accesibilidad a cuerpos de agua, canales y acueductos	Linear	con	decremento monótono	c=0 d=19275.96
Accesibilidad a mercados	Linear	con	decremento monótono	c=0 d=61525.66

5.5.4.3. Factores sociales

Proximidad a localidades rurales. Una parte de los subsidios que otorga el gobierno mexicano para el establecimiento y mantenimiento de plantaciones agroforestales también están orientados a zonas y comunidades rurales. Se incluyeron en este factor las mismas localidades con menos de 2500 habitantes y se normalizó mediante una función borrosa de tipo linear con decremento monótono.

Superficies comunales. El gobierno federal ofrece apoyos financieros para aquellos ejidos que tienen vocación forestal y proponen proyectos agroforestales. Al igual que las plantaciones de restauración y protección, se conceden un valor de adecuación alto a los ejidos menores de 500 ha.

Impacto visual. Este factor se construyó de igual manera que en los dos modelos anteriores. Se utilizaron tres zonas de visibilidad y fue normalizando mediante una función borrosa de tipo linear.

5.5.5. Ponderación de los factores

Para evitar evitar sobrestimar una actividad que se representa por más de una variable, se debe evitar en la medida de lo posible la utilización de factores que se encuentren correlacionados entre sí (Gómez y Barredo, 2005). Para comprobarlo, se realizó un análisis de correlación a nivel de píxel entre todos los factores sin normalizar.

Los resultados del análisis de regresión muestran que las variables referentes a la temperatura y la altitud mantienen una correlación muy alta (0,92). Como estos factores serían utilizados en todos los modelos, pero sobre todo para evitar sobrevalorar el fenómeno, se decidió excluir del análisis a la temperatura, la cual también mantenía correlaciones altas con otros factores.

Por su parte, el potencial agrícola del suelo presentó correlaciones altas con otros factores, sobre todo con los referentes a las características físicas del suelo, por ello se decidió descartarlo del análisis. Lo mismo sucedió con la textura del suelo, la cual presentó una correlación alta con la profundidad del suelo (0,87), por lo que también se excluyó del análisis final.

Una vez verificado que los factores no se encontraban correlacionados, se procedió a ponderarlos siguiendo el método de las jerarquías analíticas de Saaty. En el primer orden de la jerarquía se ponderaron los factores ambientales, económicos y sociales. En el caso de las plantaciones para restauración y protección los aspectos ambientales son los de mayor importancia, seguido de los factores sociales y económicos. En el caso de las plantaciones comerciales los factores más importantes

son los económicos, ya que se busca maximizar los beneficios económicos sin perder de vista los factores ambientales y sociales de esta actividad. En las plantaciones agroforestales se intenta equilibrar los tres factores (Tabla 5.19). Por último en la Tabla 5.20 se muestran los pesos finales de cada uno de los subfactores de la segunda jerarquía.

Tabla 5.19. Pesos de los factores de la primera jerarquía

Factores	Tipo de Plantación (pesos)		
	Comercial	Restauración y protección	Agroforestales
Ambientales	0,22	0,69	0,33
Económicos	0,65	0,12	0,41
Sociales	0,13	0,19	0,26
Total	1,00	1,00	1,00

Tabla 5.20. Pesos finales de la segunda jerarquía para el análisis de adecuación

Subfactores	Tipo de Plantación					
	Comercial		Restauración y protección		Agroforestales	
	Peso	Peso final	Peso	Peso final	Peso	Peso final
Ambientales						
Pendientes	0,274	0,060	0,274	0,189	0,274	0,090
Tipos de suelo	0,190	0,042	0,190	0,131	0,190	0,063
Profundidad del suelo	0,124	0,027	0,124	0,085	0,124	0,041
Orientación del terreno	0,124	0,027	0,124	0,085	0,124	0,041
Precipitación	0,078	0,017	0,078	0,054	0,078	0,029
Altitud	0,078	0,016	0,078	0,054	0,078	0,027
Erosión	0,051	0,012	0,051	0,035	0,051	0,018
Ocupación y uso del suelo	0,034	0,009	0,034	0,024	0,034	0,012
Litología	0,023	0,007	0,023	0,016	0,023	0,009
Áreas naturales protegidas			0,023	0,016		
	1,00	0,22	1,00	0,69	1,00	0,33
Económicos						
Accesibilidad a mercados	0,418	0,272			0,419	0,172
Accesibilidad a carreteras	0,262	0,171	0,059	0,007	0,263	0,108
Accesibilidad a hidrografía	0,256	0,167	0,426	0,052	0,256	0,105
Accesibilidad a viveros	0,061	0,040	0,515	0,062	0,061	0,025
	1,00	0,65	1,00	0,12	1,00	0,41
Sociales						
Proximidad a localidades menores a 2500 habitantes	0,539	0,070	0,082	0,016	0,297	0,077
Superficies comunales	0,297	0,039	0,158	0,030	0,539	0,140
Impacto visual	0,163	0,021	0,760	0,145	0,163	0,042
	1,00	0,13	1,00	0,19	1,00	0,26
		1,00		1,00		1,00

5.6. RESULTADOS

5.6.1. Mapas de adecuación óptima por plantación forestal (1993-2000)

De acuerdo a los resultados obtenidos en el mapa de adecuación para **plantaciones comerciales**, el número de hectáreas disponibles para cada nivel de adecuación es el siguiente: muy alto 38.728 ha, alto 525.059 ha, medio 485.773 ha, bajo 42.784 ha y muy bajo 1.093 ha.

En la Figura 5.11 se puede observar como las áreas con muy alto nivel de adecuación se localizan dentro de los municipios de Toluca, Tenango del Valle, Zinacantepec, Lerma, Amanalco, Tianguistenco, Huixquilucán, Tenancingo, Ocoyoacán y Xalatlaco. Las áreas con alto nivel de adecuación para este tipo de plantaciones se ubican principalmente dentro de los municipios de San Felipe del Progreso, Villa Victoria, Almoloya de Juárez, Temascalapa, Villa de Allende, Jiquipilco y Toluca.

Los resultados del mapa de adecuación para **plantaciones de restauración y protección** muestran que el número de hectáreas adecuadas disponibles son las siguientes: muy alto 20.885 ha, alto 82.185 ha, medio 169.468 ha, bajo 200.701 ha y muy bajo 221.607 ha.

Las áreas con muy alto nivel de adecuación se localizan en los municipios de Ocuilan, Jiquipilco, Temoaya, Jilotzingo, Coatepec Harinas y Tenancingo, mientras que las zonas con alto nivel de adecuación para reforestaciones de restauración y protección se localizan dentro de los municipios de Valle de Bravo, Tamascaltepec, Aculco y Almoloya de Alquisiras (Figura 5.12).

Por su parte, los resultados obtenidos para las **plantaciones agroforestales**, el número de hectáreas adecuadas para cada nivel es el siguiente: muy alto 34.257 ha, alto 4.712 ha, medio 12.478 ha, bajo 42.492 ha y muy bajo 68.151 ha.

Según se muestra en la Figura 5.13 las zonas con muy alto nivel de adecuación para plantaciones agroforestales se ubican principalmente en los municipios de Tlatlaya, Sultepec, Amatepec y Oztolapan. Las superficies con alto nivel de adecuación se

localizan dentro de los municipios de Amatepec, Sultepec y Tonatico. Las áreas con un nivel medio de adecuación se ubican principalmente en Tejupilco, Ixtapán de la Sal, Amatepec y Zacualpan.

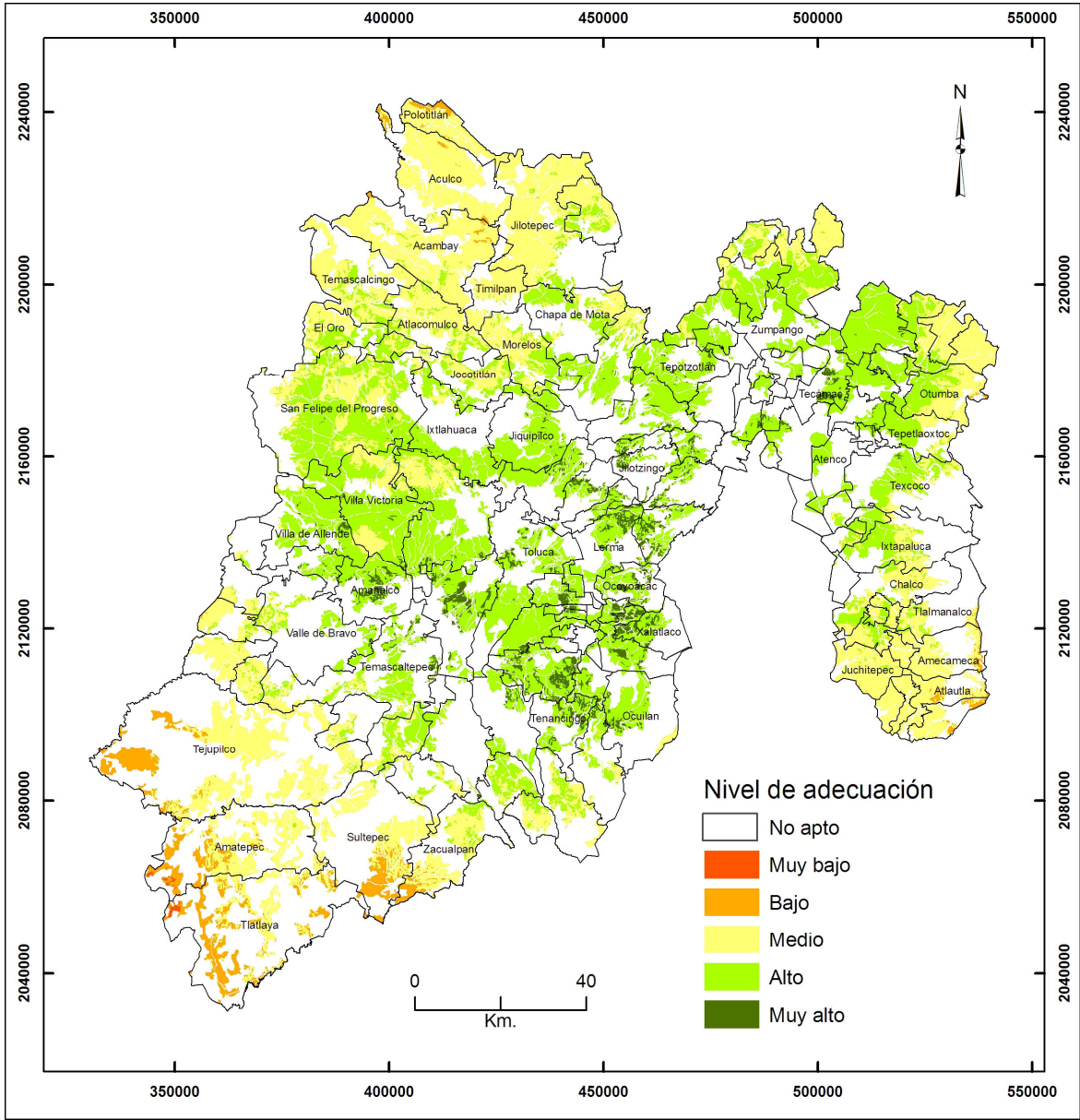


Figura 5.11. Mapa de nivel de adecuación para plantaciones comerciales

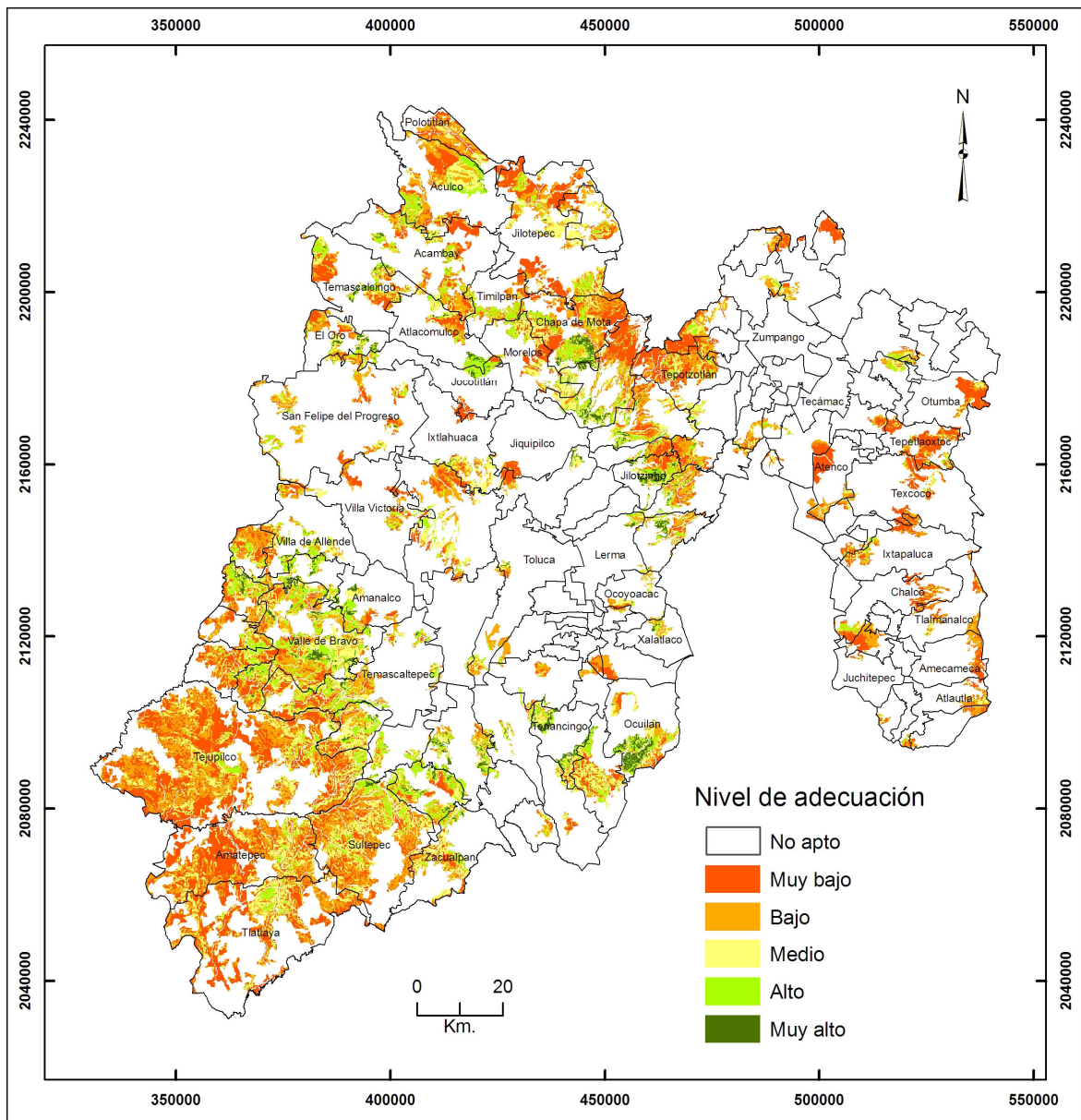


Figura 5.12. Mapa de nivel de adecuación para plantaciones de restauración y protección

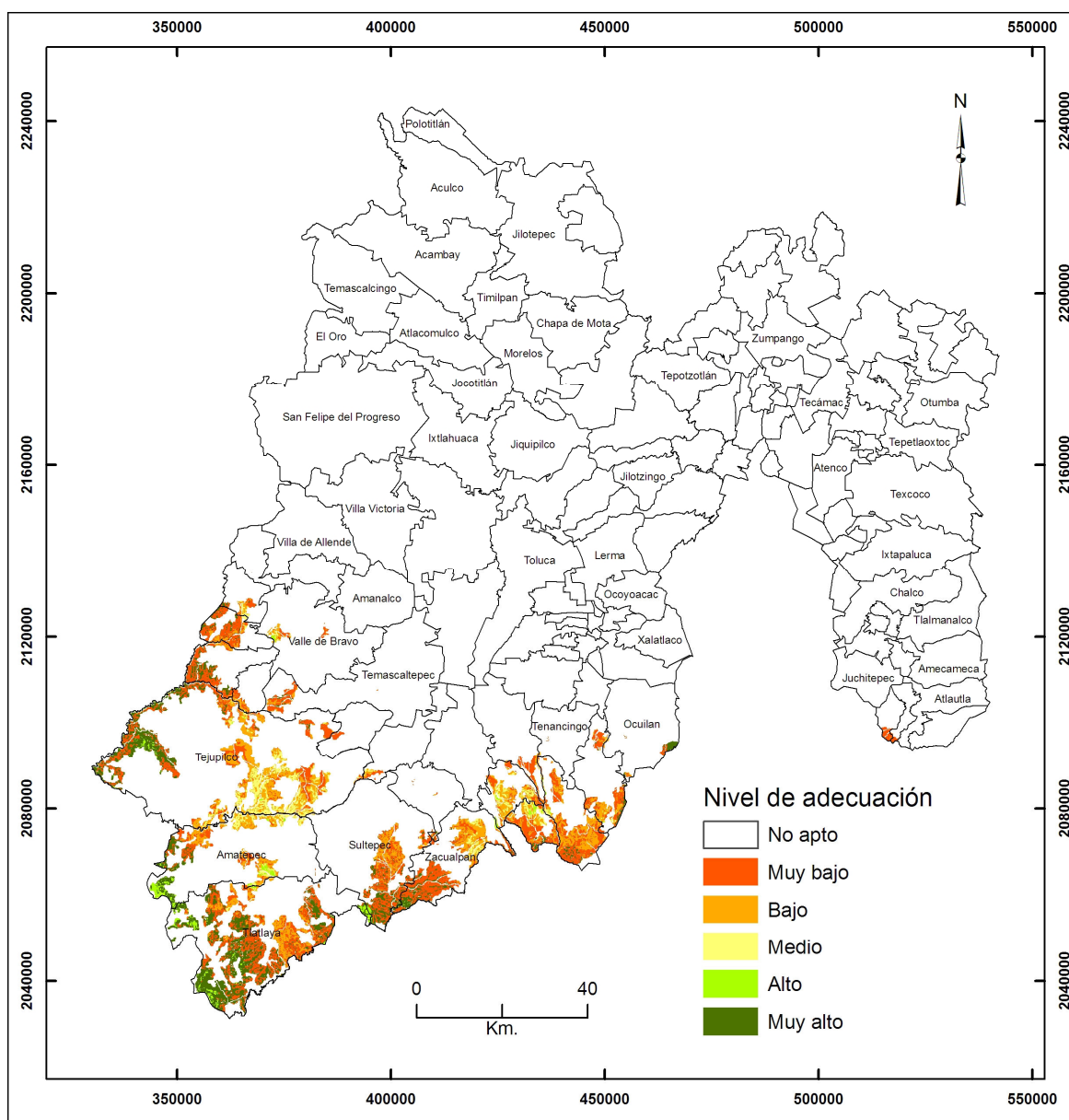


Figura 5.13. Mapa de nivel de adecuación para plantaciones agroforestales

Por otra parte, se realizó un análisis comparativo entre los mapas de adecuación anteriores y el mapa real de ocupación y uso del suelo del año 2000. Lo anterior sirvió para conocer la distribución espacial de los diferentes niveles de adecuación y también permitió conocer en cuales categorías existentes en el año 2000 se ubicaron los diferentes niveles de adecuación (Tabla 5.21).

Los resultados de este análisis muestran que el nivel de adecuación muy alto de las **plantaciones comerciales** se ubica principalmente en las áreas agrícolas de temporal (65%) y en zonas de pastizal (11%). Estas áreas representan 29.223 ha y se pueden

considerar como los mejores sitios para repoblaciones forestales de tipo comercial. Con respecto al nivel de adecuación alto, los resultados muestran que 451.678 ha están localizadas en áreas de agricultura de temporal y de pastizal nuevamente, mientras que 48.299 ha se ubicaron en espacios boscosos.

Si bien el modelo presenta 563.787,5 ha con alto y muy alto nivel de adecuación, en el año 2000 sólo había 3.667 ha de plantaciones forestales, de las cuales sólo 876,6 ha correspondieron a un nivel de adecuación alto. Se debe aclarar que la categoría de plantaciones forestales se desconoce a qué tipo de plantación se refiere, por lo que se supone, por el lugar donde están localizados, que se trata de plantaciones para explotación comercial.

Por su parte, los resultados obtenidos en el modelo de **plantaciones de restauración y protección** indican que 11.909 ha mostraron un nivel de adecuación muy alto y se localizaron en áreas de bosque mixto (57%). Por otro lado, 4.831 ha se ubicaron en bosques de latifoliadas, sobre todo en zonas perturbadas y que son propensas a restaurarse (bosque secundario), y 1.257 ha en zonas de pastizal. Esta superficie supera las 1.900 hectáreas que se reforestaron en todo el Estado de México en el año 2000.

También se observa que las zonas catalogadas con un alto nivel de adecuación se ubican nuevamente en el bosque mixto (43%) y bosque de latifoliadas (23%), que representa un total de 55.428 ha propensas a ser usadas para restaurar bosques degradados y fragmentados como son los bosques secundarios de la entidad. Esta cantidad de superficie es mucho mayor que la meta a reforestar que se propone realizar el gobierno del Estado de México en los próximos 10 años.

El cruce entre el mapa de adecuación de las **plantaciones agroforestales** y el mapa de ocupación del año 2000, revela que el 65% del nivel de adecuación muy alto se ubicó en áreas que contienen selva baja caducifolia y un 17% en zonas agrícolas, lo que significa que en el año 2000 existían 28.205 ha de estas superficies que eran muy adecuadas para realizar actividades agroforestales. En cuanto a las zonas catalogadas con un alto nivel de adecuación, un gran porcentaje (81%) se ubicó nuevamente en la

selva baja caducifolia, mientras que un 14.5% se localizó en pastizales y zonas de agricultura.

Tabla 5.21. Tabulación cruzada entre el mapa de ocupación y uso del suelo del año 2000 y el mapa de adecuación de cada tipo de plantación forestal

Ocupación y uso del suelo 2000	Nivel de adecuación									
	Muy bajo		Bajo		Medio		Alto		Muy Alto	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Plantaciones comerciales										
BC	0.0	0.0	693.8	1.6	8521.9	1.8	19593.8	3.7	5018.8	13.0
BL	123.4	11.3	875.0	2.0	14839.1	3.1	9604.7	1.8	1384.4	3.6
BM	0.0	0.0	2109.4	4.9	22251.6	4.6	18309.4	3.5	2150.0	5.6
BMM	0.0	0.0	1.6	0.0	3.1	0.0	790.6	0.2	248.4	0.6
SBC	3.1	0.3	2262.5	5.3	5542.2	1.1	145.3	0.0	0.0	0.0
MX	0.0	0.0	28.1	0.1	6117.2	1.3	6962.5	1.3	350.0	0.9
PA	946.9	86.6	22262.5	52.0	125364.1	25.8	94193.8	17.9	4081.3	10.5
ASVA	0.0	0.0	795.3	1.9	1437.5	0.3	6207.8	1.2	0.0	0.0
AR	0.0	0.0	631.3	1.5	21796.9	4.5	10890.6	2.1	353.1	0.9
AT	20.3	1.9	13125.0	30.7	278990.6	57.4	357484.4	68.1	25142.2	64.9
PF	0.0	0.0	0.0	0.0	909.4	0.2	876.6	0.2	0.0	0.0
Total	1093.8	100.0	42784.4	100.0	485773.4	100.0	525059.4	100.0	38728.1	100.0
Plantaciones de restauración y protección										
BC	1470.3	0.7	1718.8	0.9	2062.5	1.2	1976.6	2.4	473.4	2.3
BL	42459.4	19.2	42046.9	20.9	38507.8	22.7	19332.8	23.5	4831.3	23.1
BM	30248.4	13.6	42732.8	21.3	50868.8	30.0	36095.3	43.9	11909.4	57.0
BMM	782.8	0.4	514.1	0.3	1271.9	0.8	776.6	0.9	207.8	1.0
SBC	2248.4	1.0	2164.1	1.1	1554.7	0.9	103.1	0.1	1.6	0.0
MX	1401.6	0.6	478.1	0.2	800.0	0.5	414.1	0.5	1.6	0.0
PA	101628.1	45.9	74264.1	37.0	46551.6	27.5	13232.8	16.1	1257.8	6.0
ASVA	4284.4	1.9	3365.6	1.7	932.8	0.6	85.9	0.1	3.1	0.0
AR	4496.9	2.0	7267.2	3.6	6218.8	3.7	1432.8	1.7	242.2	1.2
AT	32196.9	14.5	26000.0	13.0	20646.9	12.2	8723.4	10.6	1957.8	9.4
PF	390.6	0.2	150.0	0.1	53.1	0.0	12.5	0.0	0.0	0.0
Total	221607.8	100.0	200701.6	100.0	169468.8	100.0	82185.9	100.0	20885.9	100.0
Plantaciones agroforestales										
BC	932.8	1.4	1689.1	4.0	598.4	4.8	89.1	1.9	26.6	0.1
BL	2178.1	3.2	1151.6	2.7	112.5	0.9	23.4	0.5	570.3	1.7
BM	414.1	0.6	325.0	0.8	129.7	1.0	96.9	2.1	231.3	0.7
BMM	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SBC	32118.8	47.1	19818.8	46.6	6856.3	54.9	3818.8	81.0	22445.3	65.5
MX	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PA	8267.2	12.1	5810.9	13.7	1689.1	13.5	418.8	8.9	5223.4	15.2
ASVA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
AR	346.9	0.5	171.9	0.4	29.7	0.2	4.7	0.1	29.7	0.1
AT	23893.8	35.1	13525.0	31.8	3062.5	24.5	260.9	5.5	5731.3	16.7
PF	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total	68151.6	100.0	42492.2	100.0	12478.1	100.0	4712.5	100.0	34257.8	100.0

BC=Bosque de coníferas, BL=Bosque de latifoliadas, BM=Bosque mixto; BMM=Bosque mesófilo de montaña, SBC=Selva caducifolia, MXP=Matorral, PA=Pastizal, ASVA=Áreas sin vegetación aparente, AG=Agricultura, PF=Plantación Forestal

5.6.2. Comparación de los mapas de adecuación óptima con el mapa de ganancias reales ocurridas en las coberturas forestales entre el año 1993 y el 2000

Una vez obtenidos los mapas de adecuación óptima por parcelas se realizó una asignación multiobjetivo (MOLA) con los tres tipos de plantaciones forestales, asumiendo que cada una de ellas compite por el territorio más óptimo. Para ello, se tomó en cuenta la superficie a reforestar planteada por el gobierno estatal entre 1993 y 2000.

Según estos datos, en ese período se reforestó una media de 2000 ha por año, considerando el nivel de supervivencia de las plantaciones, no el total de la superficie sembrada, si bien, se debe tomar con precaución este dato, ya que antes del año 2000 no existía un proceso serio de evaluación de las áreas donde se otorgó apoyo económico para los diferentes tipos de reforestación.

Por otra parte, al no existir datos cartográficos sobre reforestaciones específicas en el Estado de México, se asumió que la revegetación y la recuperación de las coberturas forestales que se dieron entre 1993 y el 2000 correspondían de alguna manera a posibles plantaciones forestales. De esta forma se obtuvo una idea aproximada de la superficie que han ganado realmente las cubiertas forestales en este período.

Una vez obtenido el mapa de asignación óptima por parcelas se procedió a realizar una comparación visual con el mapa de ganancias reales. En esta comparación se observa que el mapa de ganancias sistemáticas de las cubiertas forestales no coincide en su gran mayoría con el mapa de asignación óptima del año 2000 salvo en pequeñas zonas al norte y suroeste del Estado (Figura 5.14). Suponemos que esta discrepancia se explica porque las cantidades de las ganancias reales son inferiores a las que se obtuvieron en los modelos normativos (11.743 ha. y 35.996 ha. respectivamente). Además, el hecho de que la recuperación y revegetación de bosques y selvas del Estado no se hayan dado en los terrenos más óptimos según los modelos aquí propuestos, demuestra de alguna forma una falta de planeación en este tipo de actividades forestales al menos en este período de tiempo.

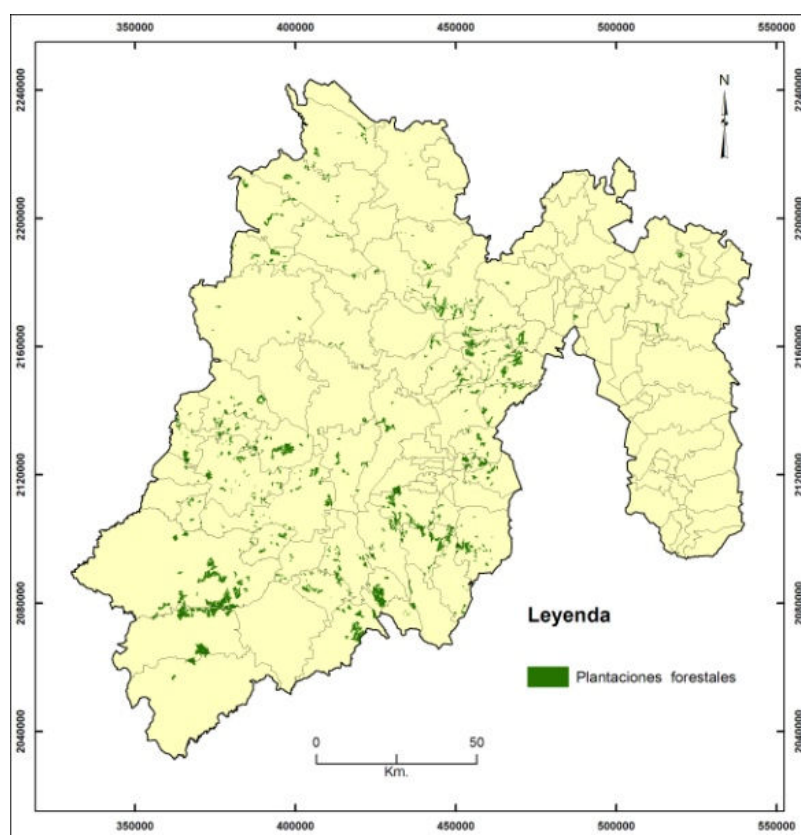
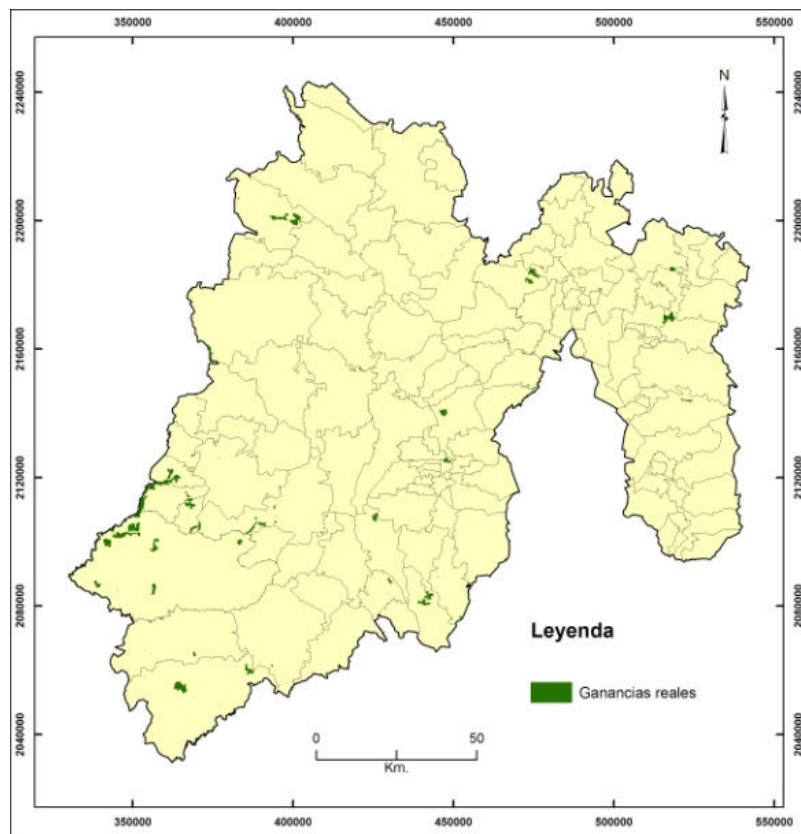


Figura 5.14. Mapa de ganancias reales y mapa de asignación óptima por parcelas (1993-2000)

Asimismo, se calculó la adecuación media de parcelas del mapa de asignación óptima y del mapa de ganancias reales. Los resultados demuestran que la adecuación media es mayor en el modelo normativo que en la revegetación y recuperación real que se dio entre 1993 y el 2000. Aunque que en la Tabla 5.22 se observan valores de adecuación no muy altos, es preciso señalar que el valor máximo (255) no fue alcanzado en ninguno de los modelos.

Tabla 5.22 Adecuación media en los modelos normativo y de ganancia real

Tipo de plantación	Adecuación media de las parcelas		Valor máximo alcanzado
	Óptima	Real en 2000	
Comercial	206,16	172,28	226,96
Restauración y protección	180,37	123,11	210,71
Agroforestal	197,70	153,83	233,98

5.6.3. Simulación prospectiva de las plantaciones forestales para el año 2025

Esta modelización pretende ser sólo una aproximación que deberían tener los tres tipos de plantaciones forestales en el futuro. Si bien, gracias a las opciones que tiene la evaluación multiobjetivo, las metas de superficie a plantar son las reales que propone el Gobierno del Estado de México en su Programa de Desarrollo Forestal Sustentable (PDFS) 2005-2025, la ubicación de estas áreas no se puede constatar ni verificar. Aunque la superposición gráfica y numérica de los mapas obtenidos en la modelización, sí puede aportar algunas impresiones acerca de los resultados obtenidos.

En primer lugar se desarrolló un modelo, que denominaremos “modelo único”, en función de la ocupación y uso real del territorio que existía en el año 2000. Con esta información, más las metas de superficie a reforestar y los factores ambientales, económicos y sociales, se calculó la asignación óptima para el año 2025. En segundo lugar, y como una forma de validación de este modelo, se realizaron modelos intermedios para los años 2006, 2011, 2016, 2021 y 2025.

Estos modelos se ejecutaron desde dos puntos de vista diferentes, primero asumiendo que los objetivos no compiten por el territorio y segundo aplicando una asignación multiobjetivo para resolver problemas de conflictos entre los objetivos. Lo anterior con el fin de conocer el comportamiento de la asignación de las parcelas cuando hay competencia de los objetivos por los lugares más óptimos y cuando no la hay.

Para desarrollar el modelo deseable al año 2025 se realizaron modificaciones en algunos de los factores utilizados, como las áreas naturales protegidas, accesibilidad a carreteras principales, accesibilidad a viveros forestales, accesibilidad a mercados, proximidad a localidades rurales e impacto visual, los cuales fueron actualizados con información del año 2000. Las restricciones también fueron actualizadas al año 2000.

En el caso de los modelos intermedios, sólo se actualizaron los factores de accesibilidad y proximidad para el modelo de 2006. Por su parte las restricciones siguieron el mismo procedimiento que el modelo del 2000, sólo que se agregaron como limitantes las reforestaciones realizadas en cada período, por ejemplo, las reforestaciones de año 2006 sirvieron también como restricción para el modelo del año 2011, y así sucesivamente.

Las metas de superficie utilizadas en los modelos intermedios se tomaron del PDFS 2005-2025 del Gobierno del Estado de México. El cual está basado en principios de desarrollo sustentable y tiene como objetivo principal la restauración, protección y aprovechamiento racional de las áreas forestales de la entidad. También presenta información necesaria para orientar la toma de decisiones a corto, mediano y largo plazo.

El programa detalla las actividades a realizar desde el año 2006 al año 2025. En este sentido, las metas de superficie que se tomaron para cada uno de los tipos de plantación forestal corresponden a proyectos de los programas denominados restauración y fomento forestal. De este modo se calcularon cada una de las metas a cubrir en cada período de tiempo (Tabla 5.23).

Tabla 5.23. Metas de superficie a corto, mediano y largo plazo utilizadas en los modelos.

Tipo de Plantación	2006	2011	2016	2021	2025	
	Superficie (Ha)					Total
Comercial	5000	10000	15000	20000	25000	75000
Restauración y protección	10000	62000	60000	55000	50000	237000
Agroforestal	9500	9500	9500	9500	9500	47500

Fuente: GEM, (2006b)

El resultado de la modelización espacial del modelo único (2000–2025), muestra una distribución más fragmentada con diversas áreas en conflicto, que según los resultados obtenidos son un poco más de 40.000 ha en todo el Estado. Por ejemplo, al norte del Estado existen plantaciones comerciales que compiten por las mismas alternativas que las plantaciones de restauración y protección, mientras que en el sur estas últimas compiten con las plantaciones agroforestales (Figura 5.15). Lo anterior puede ser problemático cuando se tienen que cubrir las metas de superficie, y sobre todo cuando lo deseable es distinguir claramente las zonas óptimas para cada objetivo a evaluar.

Para resolver las áreas en conflicto se aplicó una evaluación multiobjetivo en la cual se asume que los objetivos tienen la misma importancia, por lo cual se otorgan pesos similares a los tres tipos de plantación forestal y metas de superficie iguales al anterior procedimiento. En este caso, la modelización espacial revela una distribución más compacta y homogénea, tal como se aprecian en las parcelas de las plantaciones agroforestales del sur del Estado (Figura 5.16). Además no se tuvieron problemas para cubrir exactamente las metas de superficie programadas.

Sin embargo, obtener las áreas óptimas a largo plazo mediante un modelo único provoca que no se conozcan las zonas más adecuadas de los períodos intermedios. Para resolver este problema se plantearon modelos individuales cada 5 años a partir del 2006 y siguiendo las metas de superficie a reforestar establecidas, lo que hace más razonable la planificación forestal y además se utilizó para de alguna forma validar el modelo único realizado anteriormente.

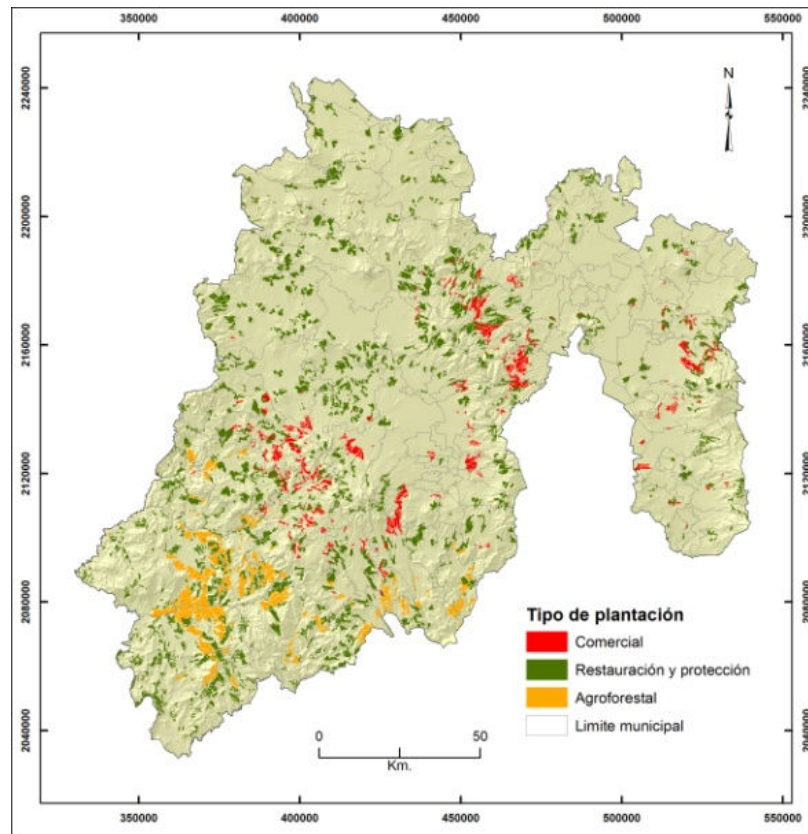


Figura 5.15. Resultado final del modelo único aplicando asignación multiobjetivo

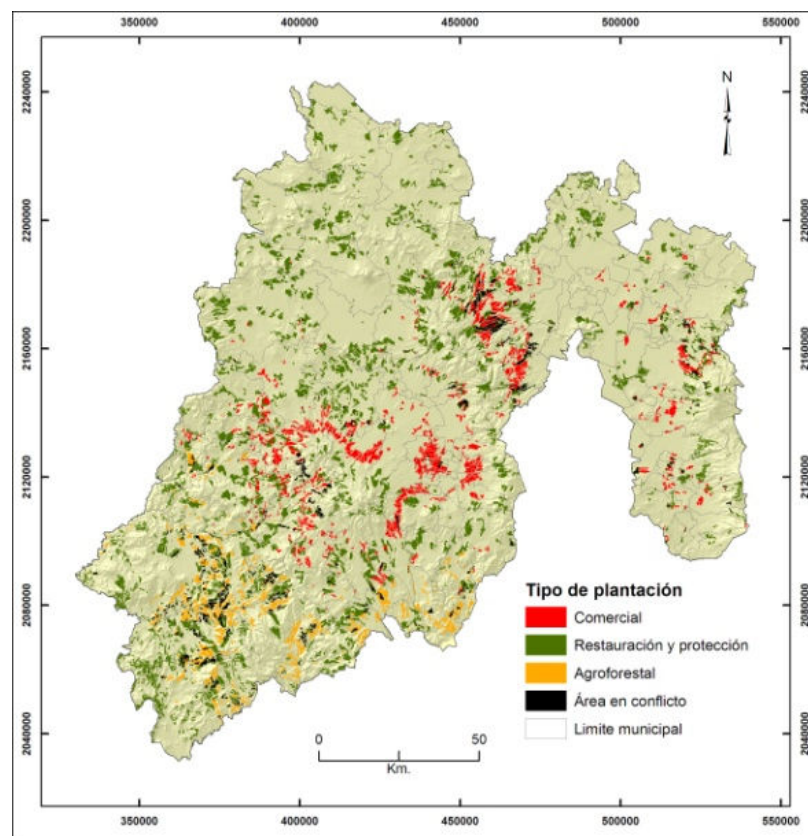
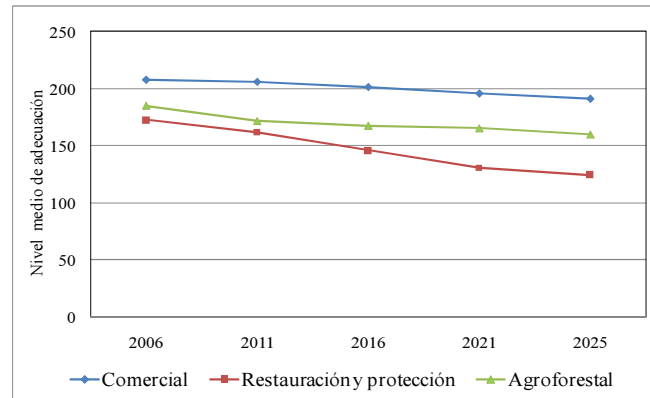
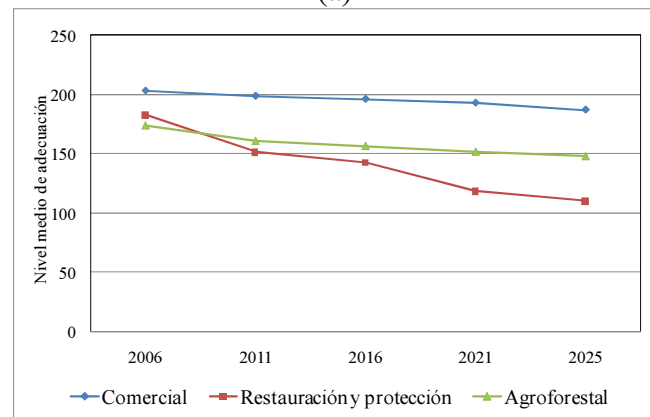


Figura 5.16. Resultado final del modelo único sin aplicar asignación multiobjetivo

Al igual que en el modelo único, también se realizó una asignación óptima aplicando el módulo MOLA y otra asignación sin aplicar dicho algoritmo. Los resultados muestran que los valores de adecuación media de las parcelas son muy similares en ambos modelos, aunque el modelo que utiliza el MOLA tiende a mejorar ligeramente el nivel de adecuación, sobre todo en las plantaciones forestales de restauración y protección y las agroforestales (Figura 5.17).



(a)



(b)

Figura 5.17. Niveles de adecuación del modelo único aplicando (a) asignación multiobjetivo y (b) sin aplicar asignación multiobjetivo.

Tomando en cuenta lo anterior y para resolver los problemas de competencia entre plantaciones, se decidió utilizar el MOLA para modelar procesos de repoblación forestal inducida cada cinco años. Los resultados se muestran en los mapas de la Figura 5.18. De forma general se puede observar como la distribución espacial de los tres tipos de plantaciones es homogénea en casi todos los años, mostrando patrones espaciales poco dispersos y no existiendo conflictos entre objetivos.

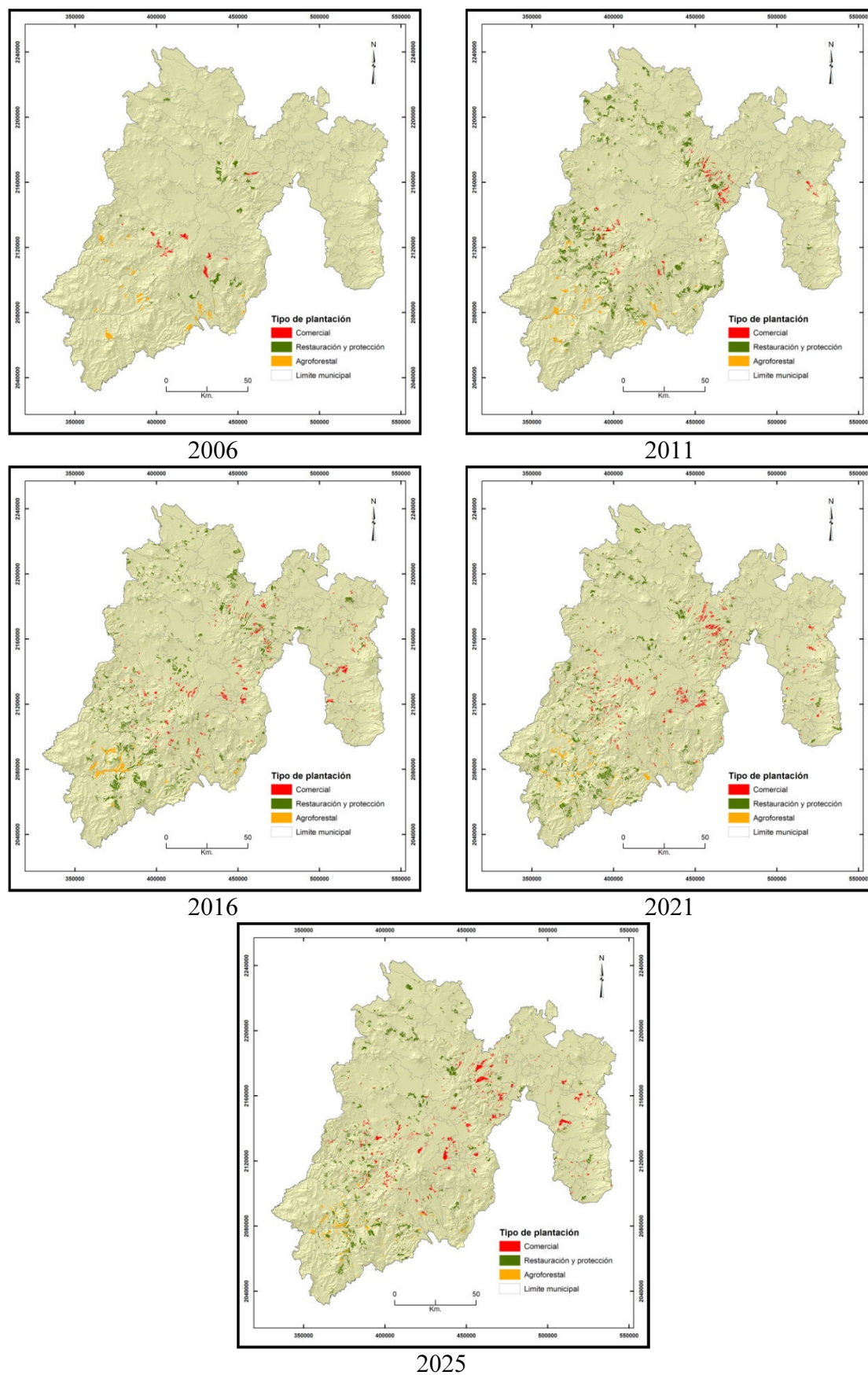


Figura 5.18. Modelización espacial de las plantaciones forestales para los años 2006, 2011, 2016, 2021 y 2025.

Un análisis visual más detallado de los mapas anteriores muestra aspectos interesantes de los modelos simulados. Por ejemplo, en los mapas de los años 2006 y 2011 se puede apreciar como la mayor parte de las plantaciones comerciales se ubican en zonas de laderas de montaña, pero para el año 2016 algunas de las zonas de mejor aptitud para este tipo de plantación comienzan a localizarse al borde de los valles, y para los años 2021 y 2025 “invaden” parte del valle de Toluca (Figuras 5.19a y 5.19b). Es muy probable que esta distribución esté relacionada con la accesibilidad de las vías de comunicación y la proximidad a los mercados.

Por otro lado, las plantaciones de restauración y protección son las que muestran patrones espaciales un poco más diseminados. Tal vez esto se deba a que tienen la superficie mínima más pequeña de los tres objetivos, además de que este tipo de plantaciones son las que tienen mayores metas de superficie en cada uno de los años modelados (Figura 5.20a). En el caso de las plantaciones agroforestales, se observa que las parcelas tienden a ser más homogénea que los modelos anteriores y se localizan cerca de las vías de comunicación y la red hidrográfica (Figura 5.20b).

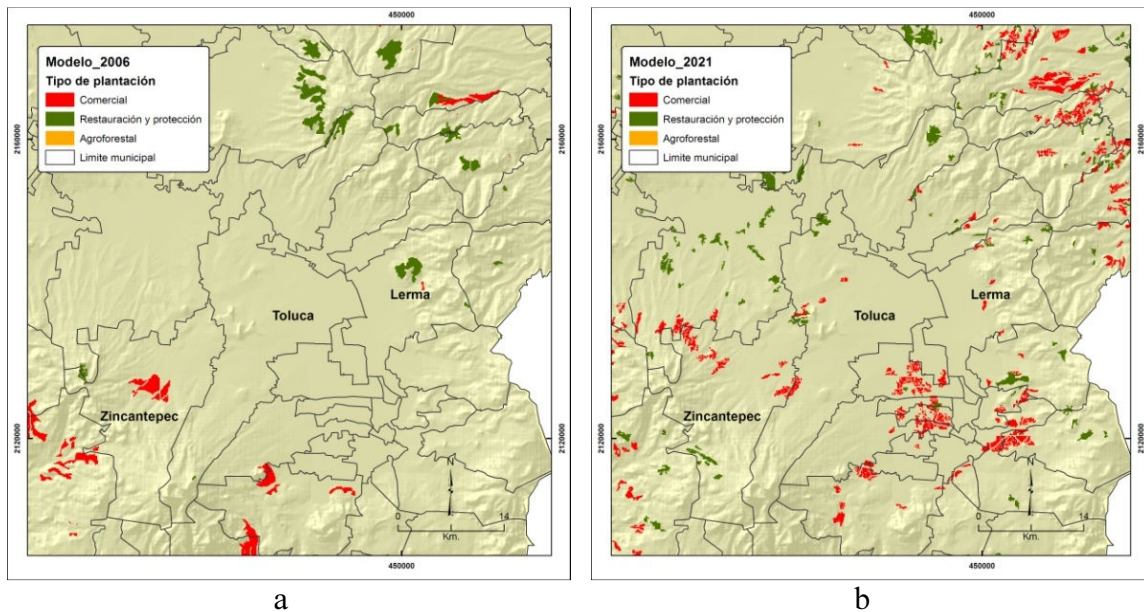


Figura 5.19. Detalles de las simulaciones de los años 2006 y 2021

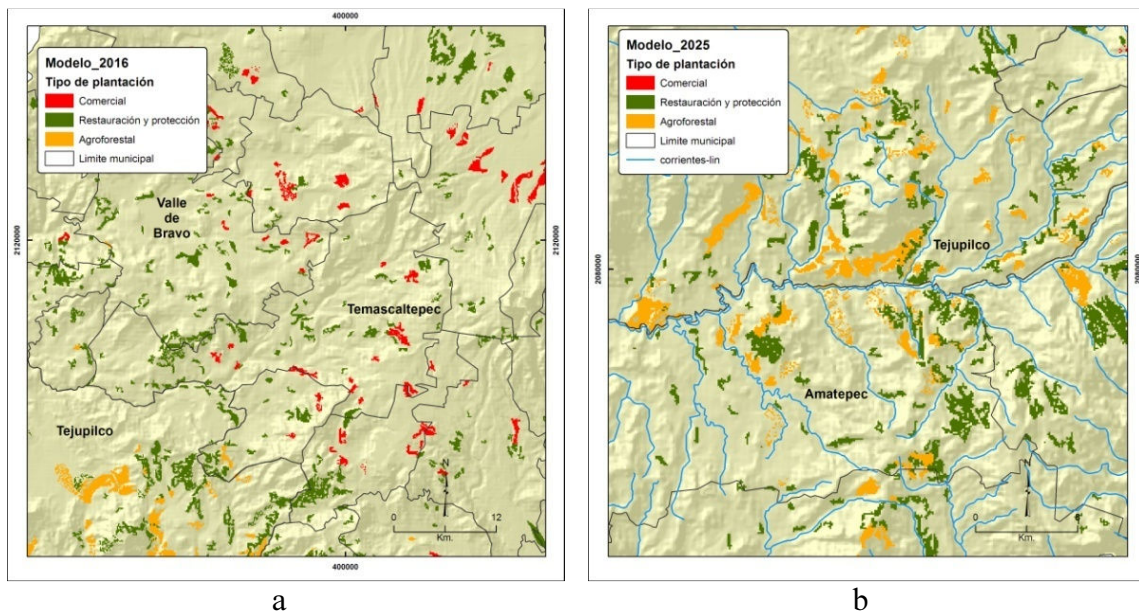
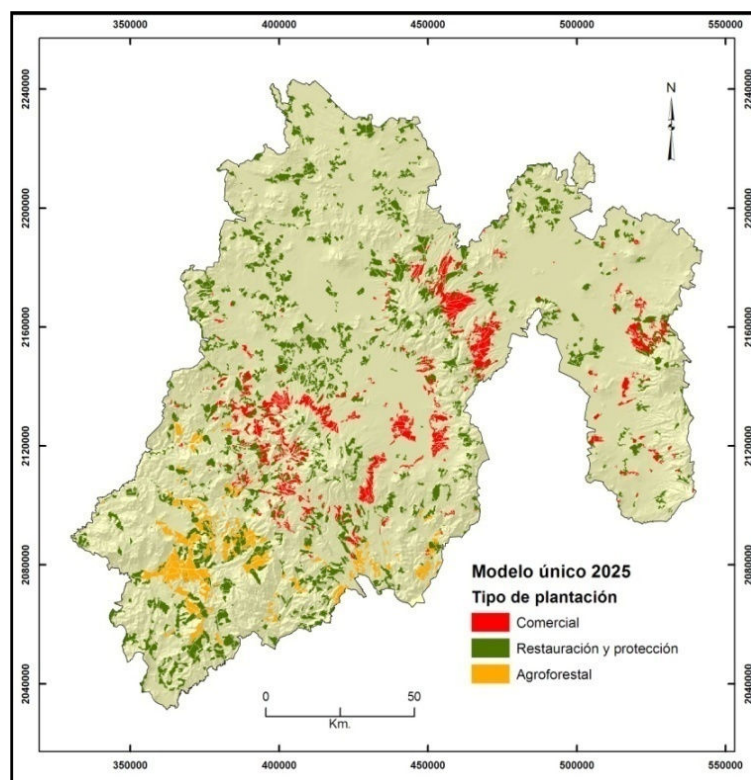
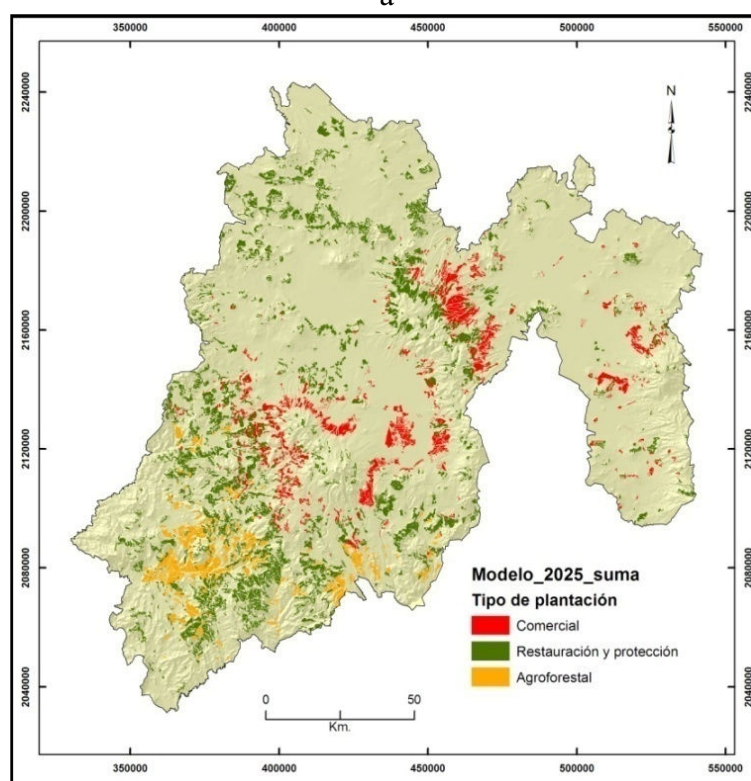


Figura 5.20. Detalles de las simulaciones de los años 2016 y 2025

Los resultados de la comparación entre el modelo único (Figura 5.21a) y la suma de los modelos individuales (Figura 5.21b) revelan que el porcentaje de píxeles que coinciden en ambos mapas, es del 77,71%, mientras que el porcentaje de píxeles que no coinciden corresponde a un 22,29%. Esto sirvió de alguna manera para validar el modelo, y aunque realizar la modelización en un solo paso desde al año 2000 hasta el año 2025 es técnicamente posible, la simulación por períodos de tiempo más cortos sirve para realizar una planificación forestal más acorde a la realidad y cubriendo las metas establecidas en el PDFS 205-2025 del Estado de México.



a



b

Figura 5.21 Comparación entre el modelo único y la suma de los modelos individuales

5.7 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que este tipo de estudios pueden contribuir de manera importante al proceso de toma de decisiones, ya que la información generada puede ser útil a los planificadores para analizar y gestionar de forma más óptima los ecosistemas forestales de la región. De igual forma, los resultados obtenidos aportan información sobre el estado actual de su cobertura forestal y sobre los escenarios futuros de reforestación que aquí se describen.

Los métodos aquí empleados ayudaron sin duda a generar información valiosa para resolver problemas de asignación de actividades y gestión forestal. En este sentido, se puede decir que la sumatoria lineal ponderada y el MAJ son de los métodos de EMC más utilizados en la actualidad. No obstante, algunos autores reportan que la subjetividad usada para asignar los pesos de las preferencias es una debilidad de este procedimiento (Hahn, 2003; Hahn, 2006; Prakash, 2003; Barzilai, 2007). Al respecto, Lamelas Gracia, (2009), piensa que no existen procedimientos completamente objetivos, aunque desde su punto de vista los métodos cuantitativos implican un menor grado de subjetividad.

Sin embargo, la EMC no dejó de ser fundamental para el desarrollo de los modelos, pues contribuyó a sistematizar procesos complejos, lo que permitirá que se puedan realizar asignación de funciones sin mucha dificultad. La metodología de EMC proporcionó suficiente confiabilidad en la obtención de la información, ya que mediante el uso de paquetes y módulos computacionales se optimizó el proceso, además de que con el uso integrado con los SIG es posible manejar una gran cantidad de información geográfica. Por otra parte, la implementación del método de parcelación por intervalos (PPI) y la asignación multiobjetivo incorporados en la herramienta *BuildSceneries* fue de gran utilidad en la asignación de áreas óptimas para los tres tipos de plantaciones forestales.

La complejidad de evaluar situaciones en las que existen múltiples objetivos y múltiples criterios, como en este caso, permitió plantearse que este tipo de trabajos pueden ser de gran ayuda para dar una salida satisfactoria al triángulo de la sustentabilidad. Es decir, a través de este tipo de metodologías se puede conjugar

variables legales, sociales, ambientales y económicas de manera más armónica e integral, evitando caer en posturas más arbitrarias y sin ningún sustento científico. No obstante, la aptitud del territorio aquí encontrada debe ser evaluada con estudios complementarios y comprobación en el terreno por parte de los expertos del Gobierno Estatal que estén vinculados a los programas de reforestación.

Por otro lado, las plantaciones forestales comerciales suministran madera, fibra, leña y productos forestales no maderables para uso industrial y no industrial. Los beneficios que los productos del bosque aportan respecto a otros productos que compiten con ellos (de cemento, plástico y metal) consisten en que son renovables, eficientes desde el punto de vista energético y son amigables desde el punto de vista ambiental. Los bosques plantados, cuando se manejan de manera responsable, pueden contribuir también al suministro de servicios ambientales (protección del suelo y del agua, rehabilitación de tierras degradadas, restauración de los paisajes, desarrollo del hábitat y captura de carbono), así como de servicios sociales y apoyo a los medios de subsistencia de la población (desarrollo regional, generación de ingresos, empleo y recreación). Éstos también pueden contrarrestar la presión que se ejerce sobre bosques primarios y otros ecosistemas forestales valiosos (FAO, 2006).

Debido a que las tendencias de la actividad forestal en México muestran un futuro incierto tanto para el aparato productivo dependiente de esta actividad como para la sustentabilidad de los bosques del país, es importante realizar trabajos de simulación donde se manejen diversos escenarios de la actividad forestal, como pueden ser los de tendencia natural, de manejo forestal sustentable y de manejo maderable intensivo.

Finalmente, es importante destacar que la metodología planteada podría ser extrapolada a otras entidades y escenarios, pudiendo involucrar nuevas variables que permitirán enriquecer cada vez más los resultados obtenidos. Sin embargo, resulta vital que quienes están encargados de tomar decisiones territoriales conozcan y tomen conciencia del uso integrado de los SIG y la EMC como una base técnica-científica de gran valor para estudios de planificación y gestión territorial.

5.8.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ananda, J y Herath, G. (2003). "The use of Analytic Hierarchy Process to incorporate stakeholder preferences into regional forest planning". *Forest Policy and Economics*. 5, pp. 13-26.
- Barba, R. S y S. Pomerol (1997). *Decisiones multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica*. Colección de Economía. Universidad de Alcalá. 420 p.
- Barredo, C.J. (1996). *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio en la ordenación de territorio*. Madrid, Ra-Ma.
- Barredo, C.J y Bosque Sendra, J. (1999). "Multicriteria evaluation methods for ordinal data in a GIS environment". *Geographical Systems*, Núm. 5, pp. 313-32.
- Barzilai, J. (2007). MCDA2 Evaluation, preference, and decisions. En: Annual Conference of the Canadian Operational Research Society. Final Program. Ontario, Canada. 31 p.
- Borouhaki, S. y Malczewski, J. (2008): "Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS", *Computers and Geosciences*, 32, pp. 399-401.
- Bosque Sendra, J., Gómez, D. M., Rodríguez, E. V., Díaz, M. M., Rodríguez, D.A., y Vela, G. A. (1999). "Localización de centros de tratamientos de residuos: una propuesta metodológica basada en SIG", *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 19, pp. 295-323.
- Bustillos, H.J., Valdez, L.J., Aldrete, A. y González, G.M. (2007). "Aptitud de terrenos para plantaciones de eucalipto (*Eucalipto grandis* Hill ex Maiden): Definición mediante el proceso de análisis jerarquizado y SIG". *Agrociencia*. (41), pp. 787-796.
- Ceballos, S.A. y López, B.J. (2003). "Delineation of suitable areas for crops using a Multi-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central México". *Agriculture Systems*. 77, pp. 117-136.
- CEOTMA. (1991). *Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y Metodología*. Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. 3ª Ed. Madrid, España.
- Cervi, F.A., Stape, J.L., Rognitz T. M., Vallejo, A. y Imbach P. (2006). Zonas edafoclimáticas aptas para especies forestales bajo escenarios de cambio climático: un estudio de caso en Costa Rica. Informe de Pasantía en el Proyecto *Tropical Forests and Climate Change Adaptation*. CATIE.
- Chang, N. B., Parvathinathan, G. y Breeden, J. B. (2008): "Combining GIS with fuzzy multicriteria decision-making for landfill siting in a fast-growing urban region", *Journal of Environmental Management*. 87, pp. 139-153.

-
- Delgado, A. J. (2007). Evaluación de los riesgos de deforestación y desertificación por acciones antrópicas y efectos de cambios climáticos globales. Centro de Investigaciones y Aplicaciones Geomáticas (CIAG). La Paz, Bolivia. Disponible en: http://www.redesma.org/boletin/bol_2008/bol_10_4/josedelgado.pdf [Consultado el 25/05/10].
- Díaz, B. L. y Romero, C. (2008). "Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment". *Forest Ecology and Management*. 255, pp. 3222–3241.
- Eastman, J.R., Kyem, P.A., Toledano, J. y Jin, W. (1993). GIS and Decision Making, United Nations Institute for Training and Research (UNITAR), Ginebra; Suiza.
- Eastman, J.R. (2006). *IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Clark University, Worcester, Massachusetts.
- FAO. (2006). Ordenación responsable de los bosques plantados: Directrices voluntarias. Documento de Trabajo sobre los bosques y árboles plantados No. 37/S. Roma.
- Franco, M.S. (1998). *Metodología para la localización de centros integrales para la gestión de desechos industriales peligrosos*. Tesis de Doctorado. Universidad de Alcalá. Madrid. España.
- Franco, M.S. y Bosque Sendra, J. (1997): "Procedimiento para la obtención de parcelas de adecuación en imágenes raster", *I Reunión de usuarios Españoles de Idrisi*, Alcalá de Henares España. <http://www.sigte.udg.es/idrisi/recursos/secundari/reunion1/inidice.htm>. [Consultado el 25/05/10].
- Galacho, J.F. y Arrebola, C.J. (2008). *Aplicación del modelo de evaluación de la capacidad de acogida para la valoración de la aptitud física del territorio respecto a sectores de planeamiento urbanístico*. En: Hernández L. y Parreño, J.M. (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC. Las Palmas de Gran Canaria. Pp 43-55. ISBN: 978-84-96971-53-0.
- García, L.L. (2004). *Aplicación de análisis multicriterio en la evaluación de impactos ambientales*. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.
- GEM. Secretaría de Ecología (1999). *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México*. Toluca, México.
- GEM (2006). Manual de reforestación. Protectora de Bosques del Estado de México (ProBOSQUE). Disponible en: <http://www.edomex.gob.mx/portal/page/portal/probosque>. [Consultado el 25/05/10].
- GEM (2006b). Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de México 2005-2025. Disponible en: <http://www.edomex.gob.mx/portal/page/portal/probosque>. [Consultado el 25/05/10].

-
- Gómez Delgado, M. y Barredo, J. (2005). *Sistemas de Información Geografía y Evaluación Multicriterio aplicados al Ordenamiento del Territorio*. Ed. Ra-Ma. Madrid, 276 p.
- González, A. E. y Moreno, C.E. (1997). “Planificación de repoblaciones forestales mediante el SIG Idrisi”. *Memorias de la 1ª. Reunión de usuarios de Idrisi*. Universidad de Alcalá, Madrid, España.
- Gül, A., Gezer, A. y Kane, B. (2006). “Multi-criteria analysis for locating new urban forests: An example from Isparta, Turkey”. *Urban Forestry and Urban Greening*. (5) pp. 57–71.
- Hahn, E. D. (2003). “Decision making with uncertain judgments: A stochastic formulation of the Analytic Hierarchy Process”. *Decision Sciences* 34(3), pp. 443-466.
- Hahn E. D. (2006). “Link Function Selection in Stochastic Multicriteria Decision Making Models”. *European Journal of Operational Research*, 172 (1) pp 86-100.
- IPCC. (2001). *Climate Change 2001: Synthesis Report*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jankowski, P. (1995). “Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods”. *International Journal of Geographical Information Science*, 11 (6), pp. 577-602.
- Jiang, H. y Eastman, J. R. (2000). “Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS”, *International Journal of Geographical Information Science*. 14 (2), pp. 173 – 184.
- Lamelas Gracia, M. T. (2009): “Esquema metodológico para la toma de decisiones sobre el uso sostenible del suelo: Aplicación a la localización de suelo industrial”, *GeoFocus* (Artículos), nº 9, p. 28-66. ISSN: 1578-5157
- Malczewski, J. (1996). “A GIS-based approach to multiple criteria group decision making”, *International Journal of Geographical Information System*. 10, (8), pp. 955-971.
- Malczewski, J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Malczewski, J. (2002). “Fuzzy Screening for Land Suitability Analysis”, *Geographical and Environmental Modelling*. 6, (1), pp. 27-39.
- Malczewski, J. (2006). “GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature”. *International Journal of Geographical Information Science*. Vol. 20, No. 7, 703–726.

-
- María, R.A. (2007). *El proceso de análisis jerárquico con base en funciones de producción para planear la siembra de maíz de temporal*. Tesis de Doctorado. Colegio de Posgraduados. Texcoco, Estado de México.
- Masera, O.R. (1995). "Carbon Mitigation Scenarios for Mexican Forests: Methodological Considerations and Results". *Interciencia* 20(6), pp 388-395.
- Mena, F. C. (1996). *Análisis del proceso de forestación artificial en la VII Región del Maule: un ejemplo modélico en la comuna de Empedrado*. Tesis de Doctorado. Universidad de Alcalá. Madrid. España.
- Mena, F.C., Gajardo, V.J. y Ormazábal, R.Y. (2006) "Modelación espacial mediante geomática y evaluación multicriterio para la ordenación territorial". *Ingeniere. Revista Chilena de Ingeniería*. Vol. 14, núm. 1, pp 81-89.
- Molero, E., Grindlay, M. L. y Asensio, R. J. (2007): "Escenarios de aptitud y modelización cartográfica del crecimiento urbano mediante técnicas de evaluación multicriterio", *GeoFocus*, 7, pp. 120-147.
- Olivas, G.U., Valdez, L.J., Aldrete, A., González, G.M. y Vera, C.G. (2007). "Áreas con aptitud para establecer plantaciones de maguey cenizo: definición mediante análisis multicriterio y SIG". *Revista Fitotecnica Mexicana*. Vol. 30 (4). Pp. 411-419.
- Paegelow, M., Camacho O. M. y Menor, T. J. (2003): "Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje", *GeoFocus*, 3, pp. 22-44.
- Pajares, E. C. y Artigado L. L. (1997). "Localización de zonas idóneas para reforestar mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica: aplicación a un área de la Comunidad de Madrid". *Mapping* ISSN 1131-9100, núm. 37, pp 68-84.
- Pineda, N., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. y Plata, W. (2009). "Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación "*Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 69, pp.33-52.
- Prakash. T.N. (2003). *Land Suitability Analysis for Agricultural Crops: A Fuzzy Multicriteria Decision Making Approach*. Thesis for the degree of Master of Science in Geoinformatics. International Institute For Geoinformation Science and Earth Observation Enschede, The Netherlands.
- Pozzobon, E. y Gutiérrez, J. (2003). "Utilización de un Sistema de Información Geográfica para la selección y priorización de áreas a reforestar en los alrededores de la ciudad de Mérida, Venezuela". *Revista Forestal Venezolana*. 47 (2), pp. 61-72.

-
- Ravelo, C.A. y Abril, G.E. (2007). "Identificación de zonas forestales para pinos en Calamuchita, Córdoba, Argentina". *Memorias de la XI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica*. Buenos Aires, Argentina.
- Reygadas, D., Rodríguez, J. y López, C. (1997). "La reforestación rural en México". *Biodiversitas*. Boletín bimestral de la CONABIO. Año 3, núm. 11, pp. 8-10.
- Rivera, H.H. (2001). Aplicación de la evaluación multicriterio para la asignación de funciones al territorio de la reserva nacional de Valdivia. Corporación Nacional Forestal. Proyecto de manejo sustentable del bosque nativo (CONAF/GTZ). Chile. Disponible en: <http://ecologia.umayor.cl/ordenarch/evaluaci%F3n%20multicriterio.PDF>. [Consultado el 25/05/10].
- Romero, C. (1989). "Modelos de planificación forestal: Una aproximación desde el análisis multicriterio". *Revista de estudios Agro-sociales*. No. 147, pp. 71-92.
- Rodríguez A. Y., Plata R. W., Salado García, M. J., Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2009): "Herramienta para la asignación óptima de usos del suelo", *II Congreso Internacional de Medida y Modelización de la Sostenibilidad*, Terrassa, España.
- Saaty, T. (1980). *The analytic hierarchy process planning, priority setting, resource allocation*. Ed. McGrawHill. 287, p.
- Santé Riveira, I. y Crecente Maseda, R. (2005) "Evaluación de métodos para la obtención de mapas continuos de aptitud para usos agroforestales", *GeoFocus*, No 5, pp. 40-68. ISSN: 1578-5157
- Santos, P.J.M. y Borderías, U.P. (2002). *Introducción al análisis medioambiental de un territorio*. Vol. 84363 de Educación permanente. UNED. 357 p.
- Soria, D., Salomón, M., Abraham, E., Fernández, R. y Rubio, C. (2007). Evaluación de tierras para reforestación y ganadería menor en el área de secano de Lavalle, Mendoza. Argentina. XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección 2007. Mar del Plata, Argentina.
- Tardivo, R. (1999). "Asignación óptima de usos del suelo con Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio". *Memorias del V Congreso e feira para usuarios de geoprocessamento da America Latina*. Salvador, Bahía. Brasil.
- Tardivo, R., Dolande, M.L. y Graciani, S. (2000). "Evaluación de recursos ambientales y ordenación del territorio a partir de modelación cartográfica en SIG y técnicas de EMC". *Memorias del II International Congress on Geomatics*. La Habana, Cuba.

-
- Valpreda, C.E. (2007). “Sistema de Información Geográfica (SIG) – Teledetección y Evaluación Multicriterio (EMC) en un estudio de evaluación de impacto ambiental (EIA)”. *Memorias de la XI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica*. Buenos Aires, Argentina.
- Zucca, A., Sharifi, A.M. y Fabbri G.A. (2008). “Application of spatial multi-criteria analysis to site selection for a local park: A case study in the Bergamo Province, Italy”. *Journal of Environmental Management*. 88, pp. 752-769.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES GENERALES

6.1. CONCLUSIONES

Durante el trabajo de investigación se ha podido comprobar la eficacia de los métodos y técnicas utilizados para la descripción, el análisis y la simulación de procesos forestales. Aunque también se ha podido contrastar la complejidad y limitaciones de algunos otros.

Estas líneas son producto de la consecución del objetivo general de la tesis, así como de los tres objetivos específicos que de él emanan. De acuerdo a lo anterior y a los resultados obtenidos a lo largo del trabajo, las conclusiones se presentan en términos generales en dos grandes apartados: sobre los aspectos metodológicos y sobre los resultados conseguidos.

6.1.1. Sobre los métodos utilizados.

1. En la descripción de los cambios se pudo comprobar, en dos niveles de información, las ventajas de la metodología empleada, ofreciendo mayor detalle de la dinámica de los cambios de las categorías estudiadas. El procedimiento permitió detectar las pérdidas, ganancias, intercambios y transiciones sistemáticas de cada categoría, así como sus índices de persistencia, los cuales mostraron las categorías con tendencia a pasar hacia otra categoría más que a persistir.
2. Esta metodología permitió detectar transiciones sistemáticas entre categorías, lo cual contribuyó a entender mejor las señales dominantes de los cambios. Por otra parte, el análisis de la tabulación cruzada permitió identificar con facilidad las ganancias y pérdidas de las categorías. Esto ayudó para poder relacionarlos con los procesos de deforestación, lo que significó un interesante y novedoso resultado metodológico.
3. En cuanto al análisis de los factores que podrían estar relacionados con la pérdida de la cobertura forestal, se pudo comprobar que las variables se comportaron de forma diferente según la unidad de observación utilizada. Así, también fue evidente la debilidad de la regresión “global” frente a otra de tipo “local”. La regresión lineal múltiple (modelo global) analizó las variables a escala municipal, y aunque ayudó a conocer las variables que más inciden en los procesos de pérdida, el resultado que arroja es un promedio de toda la zona de estudio, es decir, un sólo R^2 . Mientras que

el uso de una regresión geográficamente ponderada (modelo local) permitió conocer el comportamiento de las variables en todo el territorio, en este caso, un R^2 para cada municipio.

4. Con estos dos métodos de análisis se pudo comprobar que efectivamente hubo variables que fueron significativas en el modelo global pero tenían poca o nula variabilidad espacial. Otras variables fueron significativas en el modelo global y en el modelo local, pero la fuerza de la relación fue baja en algunos municipios. También hubo variables que fueron insignificantes en el modelo global, pero en el modelo local tuvieron una variación espacial significativa, positiva en algunos municipios y negativa en otros. Por otra parte, con la regresión logística se realizó un análisis a escala de píxel y contribuyó a comprender la incidencia de las variables explicativas en términos de probabilidad sobre la pérdida de la masa forestal.
5. No obstante las bondades de los métodos aplicados, surgieron limitantes y desventajas en los procedimientos, por ejemplo la pérdida de información debido a la agregación de los datos, la autocorrelación espacial presentada en los datos a nivel de píxel y la no normalidad en la distribución de los datos geográficos en algunos modelos.
6. A pesar de la aparente sencillez de los módulos y programas informáticos utilizados, la simulación de modelos requirió de un esfuerzo importante, sobre todo para definir los criterios y factores que deberían usarse para estructurar la base de datos geográfica, así como determinar las ponderaciones para cada jerarquía que presentaba el método. La aplicación de una metodología combinada de técnicas de Evaluación Multicriterio y Sistemas de Información Geográfica resultó ser muy práctica para sistematizar y agilizar procesos complejos que se dan en este tipo de modelos.

-
7. Se comprobó que este tipo de metodologías son de gran ayuda para relacionar diferentes tipos de variables de manera más armónica e integral. Si bien, se debe reconocer que existe un cierto grado de subjetividad, sobre todo en la asignación de los pesos, este tipo de métodos son menos arbitrarios y sin duda cuentan con un sustento científico. Además, hay que recordar que no existen métodos completamente objetivos, y lo que aquí se pretendió fue minimizar el grado de esa subjetividad.

6.1.2. Sobre los resultados obtenidos.

1. Una descripción general de los cambios ocurridos entre 1993 y 2000 señala que, del total de la superficie estatal, el 25% presentó cambios, de los cuales el 18,04 % fueron intercambios entre categorías y el 6,46 % correspondió a un cambio neto. Estos resultados a nivel de subformación indican que las coberturas forestales primarias pierden superficie y las secundarias la aumentan. Esto tiene que ver con procesos significativos de alteración y deforestación (pérdidas), así como de recuperación y revegetación (ganancias) que se presentan en las diferentes categorías de ocupación del suelo. Este patrón sugiere un mecanismo interesante de perturbación-recuperación de los bosques y selvas de la región, aunque en el período estudiado, eran mucho mayores las pérdidas.
2. De acuerdo a los datos obtenidos sobre las transiciones sistemáticas, 40.000 ha fueron deforestadas y casi 80.000 ha alteradas. Es decir, bosques y selvas densos pasaron a bosques y selvas fragmentados. Destaca el bosque de coníferas primario, el cual fue sustituido por el bosque de coníferas secundario en casi 16 veces más de lo esperado. Esto indica una fuerte alteración de este tipo de bosque en particular. Por su parte, la selva baja caducifolia secundaria ha pasado a zonas de pastizal 2 veces más a lo esperado. Gran parte de estos cambios sucedieron en la zona sur del Estado, sobre todo en los municipios de Tlatlaya y Tejupilco, en los cuales se perdieron o alteraron superficies importantes de bosque y/o selva.

-
3. El análisis realizado con técnicas estadísticas demostró que este tipo de métodos cuantitativos son de gran ayuda para descubrir los factores que están más relacionados con los cambios ocurridos en las superficies boscosas. El análisis de regresión lineal múltiple indicó que las variables que tienen que ver con aspectos biofísicos tienen mayor relación con la pérdida de las masas forestales. El crecimiento en el número de ejidos que tuvieron actividades forestales también influyó de forma positiva en la pérdida de bosques de coníferas y mixtos.
 4. Por otro lado, el incremento del R^2 ajustado y el test de F -ANOVA confirmaron que los modelos ajustados mediante regresión geográficamente ponderada explican mejor la varianza de los datos que los modelos globales. Sin embargo, se debe reconocer que posiblemente estos resultados se deban a un sobreajuste en los modelos por el número de variables independientes utilizadas y un relativo número pequeño de casos. Aún así, creemos que el procedimiento es de gran ayuda para conocer este tipo de relaciones, pero se deben buscar mecanismos y métodos para reducir, por ejemplo, el número de variables a utilizar. Lo anterior implicó que la interpretación de los modelos se hiciera de forma descriptiva, ya que sólo se describen las relaciones que existen en el espacio entre las variables independientes y la pérdida de superficie boscosa.
 5. Según los resultados obtenidos en los modelos ajustados con regresión logística (RL), las masas forestales que están más próximas a carreteras y a zonas de pastizales tienen una mayor probabilidad de ser deforestadas. De igual forma, la probabilidad de pérdida de bosques y selvas en todos los modelos es más alta en superficies privadas pequeñas, mientras que en superficies privadas mayores la probabilidad se reduce notablemente.
 6. De acuerdo con los resultados obtenidos en los modelos normativos de adecuación óptima, para el año 2000 se calcularon casi 39.000 ha de superficie con muy alto nivel de adecuación para plantar árboles comerciales, 21.000 ha para reforestar con árboles de restauración y protección y 34.000 ha para plantaciones agroforestales. La comparación de estos mapas con el mapa real de ocupación del suelo del año 2000, indicó que el 65% de las zonas más óptimas para plantaciones comerciales obtenidas

en el modelo normativo se localizaron en zonas agrícolas y de pastizal, el 57% de restauración y protección en el bosque mixto y el 65% de agroforestales en la selva baja caducifolia.

7. Los modelos desarrollados cada 5 años (2006, 2011, 2016, 2021, 2025) ofrecen escenarios de planificación forestal más acordes con la realidad, ya que toman en consideración las restricciones y reforestaciones realizadas en cada período de tiempo. Mientras que el modelo “único” (2000 al 2025), si bien tiene una distribución espacial de las parcelas más compacta y homogénea, solamente muestra las zonas más adecuadas en un momento dado del tiempo (2025).
8. El resultado de planificar la actividad forestal cada cierto período de tiempo, ayuda a tener un mayor control sobre las repoblaciones forestales, inclusive es posible modificar o incluir en los modelos criterios y limitantes según los escenarios y tendencias que se puedan presentar en los próximos años, lo cual se reflejaría en una planificación forestal más congruente y acorde a las circunstancias propias del Estado de México.

A manera de resumen final, podemos concluir que la principal limitante en los modelos de regresión tiene que ver con su interpretación, ya que la dependencia de una variable con relación a otras, no implica necesariamente que exista una relación de causalidad, por lo que los resultados de estos modelos deben ser tomados con cautela. En cuanto a los modelos de simulación, la principal limitante radicó en los juicios de valor que podrían estar afectados por algún grado de subjetividad.

Por otro lado, la forma en que fue concebida esta tesis permitió obtener resultados particulares en cada uno de los capítulos principales, los cuales a su vez, conformaron de manera holística el conjunto del trabajo. Una de las ventajas de esta modalidad, es que puede servir de base para elaborar diversas metodologías para la gestión forestal, ya sea de manera integral o por secciones según se requiera. Además, puede ser extrapolada a otras regiones del país que cuenten con datos similares e inclusive, con algunas modificaciones, podría ser aplicada a otros usos del suelo como el agrícola.

Finalmente, las llamadas Tecnologías de la Información Geográfica se convirtieron en una de las principales fortalezas de la investigación, ya que aparte de facilitar y agilizar el análisis estadístico y geográfico de los datos, contribuyeron de manera importante en la interpretación, integración y visualización de la información geográfica de este trabajo.

6.2. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Durante el desarrollo de la presente tesis doctoral se presentaron una serie de problemas, algunos de los cuales en su momento fueron subsanados, pero otros no. Esto proporcionó la pauta para que se abrieran nuevos horizontes para este tipo de trabajos de índole geográfica. Más aún, elaborar este trabajo no ha hecho más que mostrarnos la enorme variedad de temas, métodos y técnicas en las que se puede seguir explorando y profundizando. No obstante, hemos considerado que los más importantes y que pueden ayudar a consolidar futuras líneas de investigación son las siguientes:

1. Aplicar las metodologías aquí propuestas con información cartográfica actualizada. Se podrían emplear datos más recientes del Inventario Nacional Forestal y de Suelos, programa iniciado en 2004 por la Comisión Nacional Forestal de México. También es factible utilizar la información del Atlas Forestal del Estado de México, elaborado en 2009 por investigadores del Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales de la UAEM.
2. Otra vertiente interesante es generar información cartográfica propia usando imágenes de satélite, lo que permitiría monitorear cada cierto período de tiempo, la dinámica de los cambios presentada en la ocupación y usos del suelo. Uno de los inconvenientes sería de carácter presupuestal, pero la propuesta de proyectos nuevos de investigación en este sentido podría subsanarlo.
3. Una de las limitaciones del trabajo, fue el problema de la agregación de los datos, por lo que para evitar caer en errores de interpretación de los datos estadísticos (falacia ecológica) lo más adecuado es emplear datos desagregados, pero hacer esto no siempre es posible, por lo que se deben explorar procedimientos y técnicas estadísticas y espaciales que ayuden a solucionar éste inconveniente.

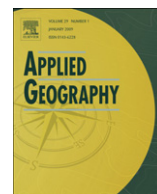
-
4. Para solucionar posibles problemas de sobreajuste en los modelos de regresión geográficamente ponderada se deben investigar métodos alternativos que ayuden a seleccionar y agrupar las variables más relevantes en este tipo de estudios, se podrían explorar técnicas como el análisis clúster, el análisis de componentes principales, el análisis factorial, los dendogramas entre otros.
 5. Se deben realizar procesos de validación para contrastar la fiabilidad de los resultados obtenidos en los modelos. En este sentido, una línea de investigación debería ser la aplicación de análisis de sensibilidad, con el objetivo de identificar que tan significativos son cada uno de los factores empleados. Así también, se debe explorar en las variaciones o posibles errores en los datos de entrada y uso de técnicas diferentes, mediante análisis de incertidumbre. Estos tipos de análisis servirán sin duda a mejorar, simplificar y dar mayor robustez a estos modelos.
 6. Es fundamental también elaborar análisis de escenarios futuros que orienten las tendencias de la actividad forestal en México en los próximos años. Es preciso tomar en consideración supuestos que permitan modelar diferentes escenarios o contextos, como por ejemplo, un escenario que continúe con la tendencia actual, un escenario conservacionista, un escenario de manejo forestal sustentable y otro de manejo maderable intensivo.
 7. En relación con lo anterior, se propone explorar y aplicar metodologías que permitan realizar proyecciones y estimaciones de contenido de carbono en las diferentes plantaciones forestales propuestas en este trabajo y en función de diferentes escenarios. Lo anterior aportaría datos interesantes que servirían para que las repoblaciones forestales se conviertan en una fuente importante y generadora de servicios ambientales.

ANEXOS



Contents lists available at ScienceDirect

Applied Geography

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apgeog

Exploring the driving forces behind deforestation in the state of Mexico (Mexico) using geographically weighted regression

Noel Bonfilio Pineda Jaimes^a, Joaquín Bosque Sendra^b, Montserrat Gómez Delgado^{b,*}, Roberto Franco Plata^a^a Faculty of Geography, Autonomous University of Mexico State, Cerro de Coatepec S/N, Ciudad Universitaria, Toluca, Mexico^b Department of Geography, University of Alcalá, C/Colegios, 2, 28801 Alcalá de Henares, Spain

A B S T R A C T

Keywords:

Deforestation

Explanatory factors

Geographically weighted regression

Mexico

The goal of this work is to explore diverse factors that have induced the loss of forest areas in the State of Mexico from 1993 to 2000, using a technique for local analysis known as Geographically Weighted Regression (GWR). The behavior of variables at a local level was analysed, and some of them were found to present significant spatial variability. This represents an improvement on the understanding offered by global analysis as, rather than producing an average coefficient for the entire territory, the technique yields an estimated coefficient for each location analysed; in other words, the type of relationship that exists in each portion of the territory is ascertained, and not only a general overview. This method reveals aspects of the relationships which do not emerge when using traditional global specifications, such as sign change in some of the parameter estimates.

© 2010 Published by Elsevier Ltd.

Introduction

In recent years, a critical approach to environmental sustainability has resulted in greater importance being given to scientific research into the causes and effects of land use and land cover changes. Some of this work has been supported by the Land-Use and Land Cover Change (LUCC) project of the International Geosphere–Biosphere Programme (IGBP) and International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), which for more than a decade has made significant contributions to an analysis of the changes occurring in the territory (Lambin & Geist, 2006).

Although the causes behind these changes are diverse, above all in the case of forest cover, they can nevertheless be organized into two large groups: a) proximate causes and b) underlying causes (Lambin, 1997). The former constitute activities and actions which directly affect land use, such as wood extraction or road construction, whilst the latter comprise the root causes of these, such as demographic, economic, technological, institutional and cultural factors (Geist & Lambin, 2001; Verburg, van Eck Ritsema, de Nijs, & Dijst, 2004).

In recent decades, the rate of deforestation and forest ecosystem disturbance has been alarming in various regions of Mexico and Latin America, as evidenced in some of the research reviewed (Bocco, Mendoza, & Masera, 2001; Lorena & Lambin, 2009; Messina, Walsh, Mena, & Delamater, 2006; Ochoa-Gaona & González-Espinosa, 2000; Reyes, Cortina, Perales, Kauffer, & Fernández, 2003; de Souza Soler, Escada, & Verburg, 2009; Wyman & Stein, 2010). While this problem in the State of Mexico is not of the same magnitude as in tropical zones, it nevertheless provides cause for concern (Franco, Regil, González, & Nava, 2006; Franco, Regil, & Ordoñez, 2006; Pineda, Bosque-Sendra, Gómez-Delgado, & Plata, 2009).

* Corresponding author. Tel.: +34 91 885 52 63; fax: +34 91 885 44 39.

E-mail addresses: noel.pineda@alu.uah.es (N.B. Pineda Jaimes), joaquin.bosque@uah.es (J. Bosque Sendra), montserrat.gomez@uah.es (M. Gómez Delgado), rpf@uaemex.mx (R. Franco Plata).

According to [Angelsen and Kaimowitz \(1999\)](#), the first step when analyzing the causes is to identify the agents involved in the processes of change, that is to say, the sources of deforestation. Among the primary sources identified are colonization programs, the spread of agricultural and cattle rearing activities (frequently encouraged by governmental programs and policies), excessive commercial wood extraction and illegal logging ([Morán & Galleti, 2002](#)).

In recent years, various empirical studies have been carried out in order to identify those factors most frequently related to the loss of forest cover ([Angelsen & Kaimowitz, 1999](#); [Nelson, Harris, & Stone, 2001](#)). In practice, many of these factors interact, leading to a complex web of relationships between the causal factors of change and their processes, as well as human behavior and organization ([Verburg et al., 2004](#)).

Identifying and investigating the reasons behind the loss of many temperate and non-evergreen forests is, without doubt, a wide-ranging and complex task. Some authors have classified these causes as immediate and secondary ([Angelsen & Kaimowitz, 1999](#)), others have labeled them proximate and underlying ([Verburg et al., 2004](#)). While this may appear to represent a merely lexical difference, in this article we prefer to speak of direct and indirect causes ([Geist & Lambin, 2001](#); [Geist et al., 2006](#)).

Direct causes can be divided into three main groups: a) infrastructure extension, b) agricultural expansion and c) wood extraction ([Fig. 1](#)). The first group comprises infrastructures such as roads, tracks, human settlements, oil exploration and exploitation, and hydroelectric dams, which are responsible for the flooding of large extensions of forest. In the second group, a shift in land use towards agricultural and cattle rearing activities is the most frequent cause. Fire is another factor with a close connection with forest cover changes, as many temperate forests and non-evergreen forests in Mexico are converted to other uses through slash-and-burn techniques. The third group also plays an important role in the loss of forest cover, and depends to a large extent on local and national regulations, on government vigilance and the flow of capital.

Thus, in Mexico there is both selective logging, in order to take advantage of those trees with the highest commercial value, and wood harvesting for fuel, although the evidence that this latter constitutes a direct cause is weak. Illegal felling is also considered a direct cause of forest cover loss. Lack of vigilance not only leads to the direct loss of trees but also contributes to the degradation of forest ecosystems ([Morán & Galleti, 2002](#)). While it is possible to obtain data regarding authorized forest exploitation for legal wood extraction, only rough estimates are available for illegal operations. Nevertheless, the latter should not be overlooked.

Indirect causes comprise the factors which lead to or underlie direct causes, and can be divided into five large groups: a) demographic factors, b) economic factors, c) technological factors, d) policy and institutional factors and e) cultural factors ([Fig. 1](#)).

In terms of scale, indirect causes may function directly at a local level and indirectly at national or even global level ([Geist & Lambin, 2001](#)), although some authors have indicated that establishing a clear correlation between forest cover loss and indirect causes is more difficult than establishing the same for direct causes ([Kaimowitz & Angelsen, 1998](#)).

The demographic factors influencing loss of forest cover are basically those related to population growth, density and spatial distribution, in addition to certain migratory processes. Meanwhile, the principle economic factors are commercialization and market growth, accessibility of regional and national markets, and the rising price of wood and certain agricultural products, with the latter leading to deforestation in order to cultivate the product. Indices related to poverty and marginalization, low standards of living and unemployment also have a significant influence in some regions.

There are two opposing sides to policy and institutional factors. On the one hand, there are official policies such as subsidies, credit and insurance for agroforestry production, legislation concerning forestry and environmental issues, and other, more influential, policies such as the colonization and development programs officially promoted by government

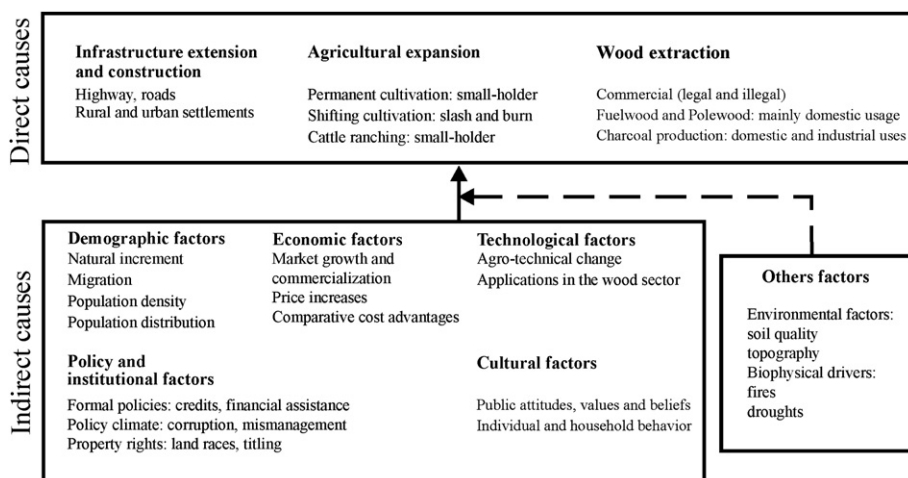


Fig. 1. Causes of deforestation. Source: [Geist and Lambin \(2001\)](#).

departments. On the other hand, tacit policies, such as corruption, personal interests, clientelism and even the particular interests of political parties also contribute to the process of deforestation.

As for cultural factors, some of these are related to marginalized groups which, in the case of Mexico, usually mean indigenous peoples.

Lastly, there is another group of factors associated with forest cover loss processes which are located somewhere between direct and indirect causes. The most common of these factors are those related to the characteristics of the land itself, such as its quality and suitability for agricultural production of some kind, or its topography and altitude; but they can also be associated with natural hazards such as drought, flooding, naturally-occurring forest fires and plagues, or social hazards such as wars, the displacement of refugees and economic crises, among others.

In recent years, a large body of research has analysed and modelled the changes of occupation and land use using quantitative methods. It has been demonstrated, for example, that agent-based models (ABM) are a useful tool for studying the environment (Bousquet & Le Page, 2004; Hare & Deadman, 2004). ABM have been applied to simulate the impact of human decisions on land use and land cover change (Brown, Page, Riolo, & Rand, 2004; Evans, Manire, de Castro, Brondizio, & McCracken, 2001; Hoffman, Kelly, & Evans, 2002; Ligtenberg, Bregt, & van Lammeren, 2001; Loibl & Toetzer, 2003; Parker, Manson, Janssen, Hoffman, & Deadman, 2003), and the deforestation of tropical forests (Huigen, 2002; Lim, Deadman, Moran, Brondizio, & McCracken, 2002; Manson 2002; Manson & Evans, 2007).

Also multilevel models working on different temporal and spatial scales have been developed (Overmars & Verburg, 2006; Pan & Bilsborrow, 2005; Walsh, Crawford, Welsh, & Crews-Meyer, 2001). Similarly, there are numerous studies that have used cellular automata (CA), especially in the study of changing urban land use (Han, Hayashi, Cao, & Imura, 2009; Jantz, Goetz, Donato, & Claggett, 2010; Long, Mao, & Dang, 2009) and landscape dynamics (Soares-Filho, Coutinho Cerqueira, & Pennachin, 2002; Walsh, Messina, Mena, Malanson, & Page, 2008).

Researchers studying Mexico have mainly used multiple linear regression models and logistic regression to model deforestation and changes of occupation and land use. Deininger and Minten (1996) have shown how factors such as bank loans, the price of timber and poverty rates are closely and positively related to deforestation processes nationally, whereas technical assistance, protected natural areas and the indigenous population are negatively related. For their part, Blackman, Albers, Ávalos, and Crooks (2008) have investigated the factors which lead to deforestation in the woodland of the southern sierra in Oaxaca, Mexico. According to their results, proximity and some variables related to land tenancy best account for deforestation patterns in the area. Alix-García (2007) has studied how cooperation and the way communities organise common property affect deforestation. According to his results, the price of timber and the quantity of common land are strongly and positively related to deforestation, the opposite being true for the variables of cooperation and gradient.

Although the use of geographically weighted regression (GWR) is common in studies of occupational change and land use, where it is used in order to explore and describe spatial data, primarily when spatial non-stationary relationships prevail (Brunsdon, Fotheringham, & Charlton, 1998). In Mexico it is a technique which has barely been applied to such issues.

Recently, this technique has mainly been applied to economic and urban studies, such as assessing and predicting housing prices and household income per capita (Collazos, Gamboa, Prado, & Verardi, 2006; Chasco, García, & Vicéns, 2007). It has also been used to study spatial variability in areas such as industry and nutritional poverty (Huang & Leung, 2002; Farrow et al., 2005).

In this context, Partridge, Rickman, Ali, and Olfert (2006) used GWR to study the spatial distribution of employment growth in non-metropolitan counties within the United States of America (USA). In a report for the Regional Observatory for Human Development at Chile's Catholic University of the North, Lufin and Atienza (2007) used the same technique to estimate accessibility measurements for population access to a series of social services in a region in Chile. More recently, Kamarianakis, Feidas, Kokolatos, Chrysoulakis, and Karatzias (2008) estimated the local distribution of rainfall in certain parts of the Mediterranean area. Tu and Guo (2008) have applied the technique to investigate the relationship between land use and water quality in one area of the State of Massachusetts, USA.

One of the few studies to have used GWR when investigating deforestation is that of Witmer (2005), who examined the correlation between population density and global deforestation. His results suggest that in the coming decades, deforestation will be more intense in tropical Africa than in the Amazon.

In order to model and understand the reasons and driving forces behind the loss of forest cover in the State of Mexico, we applied a method of quantitative analysis which facilitated global and local understanding of the processes leading to this loss in four different areas of forest cover between the years 1993 and 2000, and which took account of the complex interaction of biophysical, socioeconomic, cultural and political factors.

Various methods have been used in similar studies. However, for ours we decided to use GWR because unlike the "classic" methods it considers the location of the phenomenon studied. It is important to highlight that this paper does not seek any causal depth in its models, but is rather concerned to provide an approach to and a description of relationships that occur spatially. It is therefore necessary to recognize that this technique has its shortcomings, especially those related to the significant levels of local coefficients, multicollinearity and spatial autocorrelation (Griffith, 2008; Wheeler & Tiefelsdorf, 2005)

Methodology

Since the results obtained from multiple linear regression reflect global statistics, that is to say, an average for the entire study area, the aim in this research was to apply GWR where spatial variability played a primary role.

Study area

As a result of accelerated economic growth in recent years and its proximity to Mexico City, Mexico's economic and political nerve-centre, the State of Mexico has one of the country's highest rates of population growth and is currently most highly populated state in the country, with 14,007,495 inhabitants (INEGI, 2005).

The study area is located between parallels $18^{\circ} 21'$ and $20^{\circ} 17'$ (northern latitude) and $98^{\circ} 35'$ and $100^{\circ} 36'$ (eastern longitude). With an average altitude of 1750 m, it is one of the highest regions in the country (Fig. 2). Its surface area of 22,274.97 km² represents 1.1% of the national total (GEM, 1993).

The state possesses important forest resources, principally coniferous forest, broad-leaved forest, coniferous forest and broad-leaved forest (Fig. 3). The greatest forest diversity and largest wooded concentrations are located in the Río Balsas basin, in the main mountain systems of Monte Alto, Monte Bajo, Las Cruces, El Ajusco, Río Frío and Nevada, and to a lesser extent in the San Andrés mountains, the Mesa de los Pinos and the Carimangacho mountains in the north of the state.

Situated in the centre of the country, the State of Mexico is bordered by the states of Querétaro, Hidalgo, Distrito Federal, Tlaxcala, Puebla, Morelos, Guerrero and Michoacán. Historically, its climatic and geographical diversity, the development of a communications infrastructure and its proximity to the national capital have generated intense movement of people and products and encouraged human settlement throughout the state. An additional factor has been changes in land cover and land use in some parts of the state, and above all the change in forest cover. This change has had negative effects on the natural system, such as soil degradation, reduced aquifers due to water-cycle alterations, loss of biodiversity and the emergence of plagues in several of the state's forested areas (GEM, 1999).

In recent years, the state's forest cover has been reduced in favor of other land uses, thereby losing much of the protective, regulatory and productive capacities that it ought to enjoy. Some figures regarding land cover and land use changes indicate that over a period of nine years (1993–2002), 13,690 ha of temperate forest and 2129 ha of deciduous tropical forest have been lost, while the areas devoted to agriculture areas and human settlement increased in size by 48,789 ha and 7792 ha respectively (Pineda et al., 2009).

Data collection

In this work two 1:250,000 scale digital maps produced by the National Ecology Institute (INE) were used for the purposes of reference. The original cartographic database of this study comprises a digital vector map of vegetation and land use from

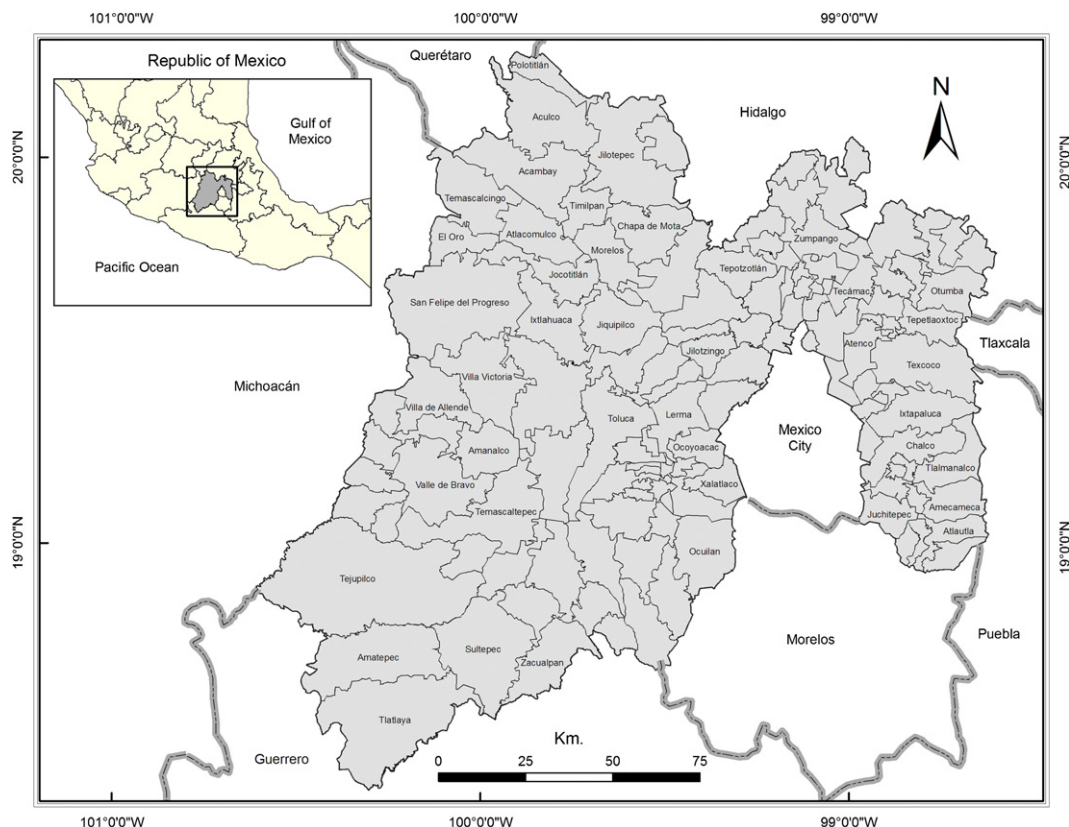


Fig. 2. Location of the State of Mexico in the Republic of Mexico.

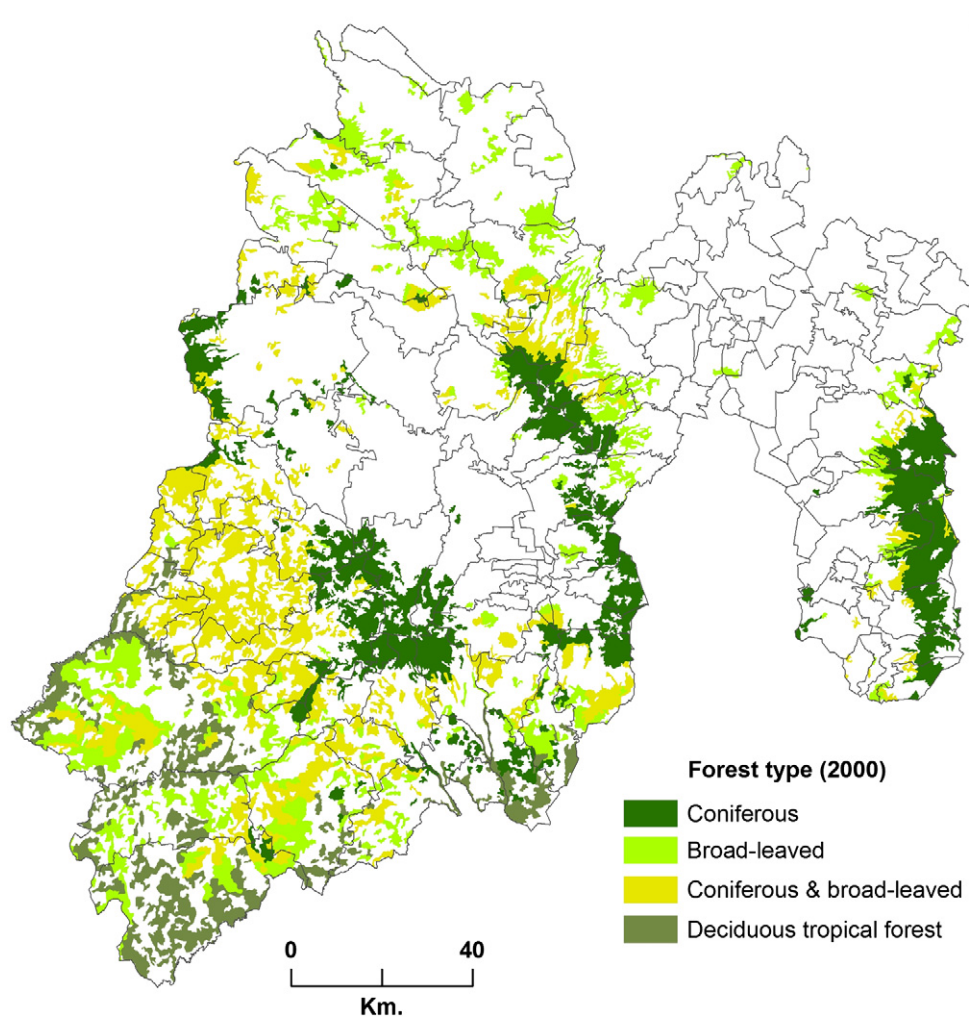


Fig. 3. Spatial distribution of different forest types.

1993, called series II, produced by the National Institute of Statistics, Geography and Information (INEGI), and another vector map for the year 2000 from the National Forest Inventory 2000 (IFN2000), produced by the INE in agreement with the Institute of Geography, National Autonomous University of Mexico (UNAM).

The series II map was made based on a visual interpretation of spatio-maps from a mosaic of Landsat TM satellite images from 1993 adjusted to the coverage of a leaf scale of 1:250,000. Meanwhile, IFN2000 coverage was performed in 2000 through the visual interpretation of a color composite of Landsat ETM +.

In 2002, INE carried out a review of digital databases where their thematic and geometric quality was evaluated and improved (Velázquez, Mas, & Palacio, 2002). For the series II map a level of precision and accuracy of 95% was established, while for IFN2000 coverage an error between 3% and 6% depending on the hierarchical level of classification was estimated. In addition, a strategy of compatibility between each database was generated so they could be compared statistically and cartographically.

The classification system of IFN2000 was taken into account. The classes were reclassified and homogenized by establishing four types of vegetative covers: coniferous forest (pine, fir), broad-leaved forest (oak), mixed forest (pine-oak and oak-pine), and tropical deciduous forest.

To find the possible factors that were related to loss of forest cover, an exhaustive search was made of geographic and statistical information in different databases belonging to national and regional government agencies such as INEGI, SEMARNAT and the College Mexiquense. Statistical data were collected at municipal level. 80 potential variables were selected, representing the factors associated with loss of forest cover. Using these variables, an analysis using Pearson's correlation coefficient was carried out in order to measure the extent of association between explanatory variables. As a result of this method, the 37 uncorrelated independent variables with highest explanatory power were finally selected (Table 1).

In accordance with the classification proposed by Geist et al. (2006) and previous studies on the subject, the variables were organized into six large groups: a) socioeconomics, b) land ownership, c) availability of credit and subsidies, d) forest

Table 1

Independent variables used to calibrate the models.

Variable	Description	Source
Socioeconomic		
POBTOT	Population variation (1990–2000)	INEGI ¹
DENPOB	Population density (1990–2000)	INEGI ¹
PHLIND	Population valuation who speak an indigenous language	INEGI ¹
PEAPR	Population valuation economically active with primary activities (1990–2000)	INEGI ¹
VIULCC	Variation of the number of households that use firewood as fuel (1990–2000)	INEGI ¹
HOEUSA	Percentage of houses with emigrants in the USA (1995)	INEGI ¹
INMARG	Rate of municipal marginalization (1995)	ECM
Land ownership		
SUPTOEJI	Valuation in all the lands belonging to a cooperative (1990–2000)	INEGI ²
EJIACAG	Valuation in the number of lands belonging to a cooperative with farming activities (1991–2001)	INEGI ²
EJIACGA	Valuation in the number of lands belonging to a cooperative with cattle dealing activities (1991–2001)	INEGI ²
EJIACRE	Valuation in the number of lands belonging to a cooperative with entertaining activities (1991–2001)	INEGI ²
EJIACFO	Valuation in the number of lands belonging to a cooperative with forest activities (1991–2001)	INEGI ²
SUPTICOM	Percentage of lands under a social regime (1991)	INEGI ²
SUPTIPRIV	Percentage of lands under a private regime (1991)	INEGI ²
Availability of credits and subsidies		
UPAGCREB	Percentage of units of agroforestry production with banking credits (1991)	INEGI ²
UPAGSUBP	Percentage of units of agroforestry production with PROXASOL subsidies (1991)	INEGI ²
Forest production		
PASYCAR	Valuation in the production of sawmills and carpentries (1993–1998)	INEGI ³
PCVMTMA	Valuation in the production of the industries regarding to wooden furnitures (1993–1998)	INEGI ³
PRNCYPP	Valuation in the production of cellulose paper industries (1993–1998)	INEGI ³
AUTAPFO	Percentage of forest exploitation authorizations (1998–1999)	INEGI ³
Biophysical		
PPANAPO	Percentage of pixels in protected natural areas	SEMARNAT
PPAMEN1500	Percentage of pixels with a less than 1500 m altitude	DEM
PPA1501–2500	Percentage of pixels with an altitude between 1500 and 2500 m	DEM
PPA2501–3500	Percentage of pixels with an altitude between 2501 and 3500 m	DEM
PPAMAY3500	Percentage of pixels with an altitude higher than 3500 m	DEM
PPPEMEN15	Percentage of pixels with a slope less than 15%	DEM
PPPE15–30	Percentage of pixels with slopes between 15 and 30%	DEM
PPPEMAY30	Percentage of pixels with a slope higher than 30%	DEM
PPAAPAS	Percentage of area pixels with high farming areas potential	ECM ²
PPABPAS	Percentage of area pixels with low farming areas potential	ECM ²
PPANPAS	Percentage of area pixels with none farming areas potential	ECM ²
Proximity		
DMANAPO	Mean Euclidean distance in natural protected areas	SEMARNAT
DMAAGR	Mean Euclidean distance in farming areas	INE
DMAPAS	Mean Euclidean distance in grazing land areas	INE
DMHEDRO	Mean Euclidean distance in hydrography	ECM
DMCARRE	Mean Euclidean distance in federal and state highways	ECM
DISTLOCMA	Mean Euclidean distance in localities with less than 2500 inhabitants	ECM

INEGI¹: Census of population and housing from 1990 and 2000; ECM Data from El Colegio Mexiquense.INEGI² Census in lands belonging to a cooperative from 1991 and 2000; ENEGI³: Economic census from 1994 with data belonging to 1993.

SEMARNAT: Natural protected areas map 1:250,000; DEM Digital Elevation Model 1:250,000; for State of Mexico from INEGI; IXE: Land use cover maps.

production, e) biophysics, and f) proximity. Although an effort was made to relate the independent variables to the highest possible number of factors, the limited information available prevented the inclusion of factors associated with technology.

After an exploratory analysis, the individual losses of coniferous forest, broad-leaved forest, coniferous and broad-leaved forest and deciduous tropical forest were selected as dependent variables, in addition to total combined loss of temperate forests and non-evergreen forests. These dependent variables were then transformed into percentage values reflecting the proportion of temperate forests and non-evergreen forests in 1993. Losses of less than 1 ha were considered irrelevant to this study, and disregarded.

With regard to socioeconomic aspects, we tried to determine whether any correlation existed between loss of forest cover and demographic pressure, cultural impact and poverty levels. As for land ownership, we searched for some correlation between certain variables which measured the expansion of agriculture and cattle rearing. With respect to availability of credit and subsidies, this variable examined whether government policies, particularly those promoting production, induced agents to change certain specific land uses. Another group of variables looked for direct correlation between commercial, legal wood extraction and the loss of forest cover.

Biophysical aspects were considered as further factors which might have a mixed influence on land use and land cover, sometimes acting directly, sometimes indirectly. As far as altitude is concerned, four altitude ranges were obtained reflecting the physiography of the state. The slope ranges were obtained by taking into account the relief and topographical

characteristics of the area, as well as the distribution of temperate forests and non-evergreen forests. The variable measuring the land's agricultural potential sought to establish whether soil quality affects changes in land cover. The proximity variables sought a correlation with agricultural expansion and infrastructures.

Geographical weighting regression

GWR was developed in order to explore and describe spatial data, especially when spatial non-stationary relationships prevail (Brunsdon et al., 1998; Fotheringham, Brunsdon, & Charlton, 2002). In contrast to multiple linear regression, this regression is carried out using localized points within geographic space. Thus, it is assumed that depending on location, which is defined by a pair of prototype coordinates (u, v), the relationship may present variations (Fotheringham et al., 2002). Accordingly, the model can be expressed as follows:

$$Y(u, v) = a(u, v) + b_1(u, v)X_1 + b_2(u, v)X_2 + \dots + b_n(u, v)X_n + e(u, v)$$

where the coefficients b_1, b_2, \dots, b_n denote the magnitude of effect within the explanatory variables X_1, X_2, \dots, X_n and the variable Y . The coefficient b_0 is called the constant term and the term e is the error model. Meanwhile, the component (u, v) indicates that the regression parameters will have a different influence on each specific location, thanks to the implementation of a system of estimation based on geographical weighting.

This weighting is chosen in such a way that those observations which are spatially closer to the location where the local parameter is being estimated will have a greater influence than those observations which originate at more distant points, in a Gaussian-type kernel weight curve.

The parameter estimates that any point of the regression depends not only on the observations received, but also on the choice of kernel and its bandwidth. A fixed spatial kernel can be used, which assumes that the bandwidth at each regression point is constant throughout the study area; alternatively, an adaptive spatial kernel may be used, which adopts a variable bandwidth. That is to say, according to data density variations, higher weights are assigned where data are more scattered, and lower weights where data are denser or more abundant. This latter kernel employs a bi-square function, which was the one chosen for this study:

$$W_{ij} = \left(1 - \frac{d_{ij}^2}{b^2}\right)^2 \quad \text{si } d_{ij} \leq b$$

$$W_{ij} = 0 \quad \text{si } d_{ij} > b$$

where d_{ij} is the Euclidean distance between point i of the regression and the observed point j , and b is the bandwidth. The weighting of the data at this point is the unity, and the weighting of the other data decreases with the Gaussian curve as the distance between i and j increases (Fotheringham et al., 2002).

Graphically speaking, the regression is located at the point L_i ; whilst W_{ij} is the associated weighting (the datum) at the point located at L_j ; d_{ij} is the distance between the point (of regression) L_i and the point L_j (Fig. 4)

In practice, the results obtained through GWR are not sensitive to the choice of kernel type, but they are sensitive to bandwidth. Consequently, when estimating the model it is necessary to determine the optimum bandwidth (Collazos et al., 2006). If the bandwidth is known *a priori*, it is possible to apply it directly to the model; if it is unknown, a cross-validation estimate can be applied, or alternatively, the Akaike Information Criterion (AIC) of minimum discrepancy estimation can be employed.

AIC estimation has the advantage of being more generally applicable, as it can be applied to linear models and logistic or poisson GWR models. It can also be used to compare whether the results from GWR present a better fit than the global model, taking both models' degrees of freedom into consideration (Fotheringham et al., 2002).

In order to calibrate the spatial weighting function and identify the optimal b for the models used in this study, AIC was applied, based on 122 points corresponding to the x, y coordinates of the municipal centroids. For GWR model estimation, it is

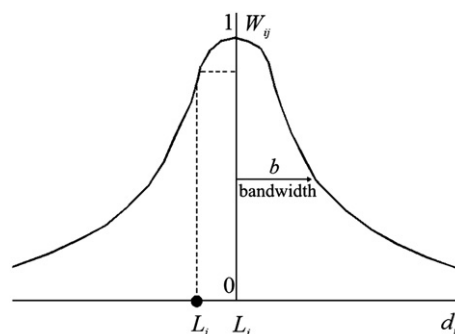


Fig. 4. Gaussian kernel. Source: Fotheringham et al. (2002).

useful to consider whether the local model offers an improvement over the global model. One simple procedure is to determine whether local parameter estimations are significantly non-stationary (Fotheringham, Brunsdon, & Charlton, 2000).

One means of assessing the presence of this spatial variation is a significance test based on Monte Carlo techniques. This assessment performs random permutations which re-estimate the GWR model, validating coefficient stability when confronted with changes to the geographic coordinates. In this way, variables with a statistical significance of 90%, 95% and 99% are shown.

To calibrate the models, the GWR 3.0 software developed by Fotheringham et al. (2002) was used. Five models were calibrated individually, and cover losses occurring in coniferous, broad-leaved, coniferous & broad-leaved, deciduous tropical forest and the total (all forest) were taken as the dependent variables. Because a significant number of municipalities did not show any loss or did not have any loss (value = 0), these variables were normalized through a logarithmic transformation of the form $\ln(Y_i + 1)$ in order to respect the total number of municipalities (122) that the State of Mexico has. This was intended to avoid potential problems with the degrees of freedom and the nonlinearity of the data (Menard, 2002).

Because of this, in the final maps the number of cases appears to decrease in each model; but in fact, what these maps aim to represent are only those municipalities where there was some type of loss in the period studied, although it is essential to bear in mind that in order to adjust the five models, all the municipalities were included ($n = 122$).

In addition, this software offers results in parameters such as coefficient of determination, AIC and the adjusted R^2 from both the “global regression” using the classic Ordinary Least Squares (OLS) method as well as the local regression (GWR) method. Moreover, it was decided to compare the adjusted R^2 of both methods as ways of selecting the models which best explain variance in the data.

Accordingly, the spatial invariability of the OLS global statistics gave unique values (an R^2 for example) but no information about how the explanatory variables influences deforestation according to their geographical location. Nor was it possible to construct a map which might help analyze the behavior of this statistic in the study area. As a methodological option, the proposal was to apply GWR in this study, which would offer an estimate for each parameter in each municipality studied.

Results

The GWR fitted models are given in Table 2. It was decided to include some of the parameters of the global regression (OLS) and the local regression (GWR), with a view to contrasting the two models in general and verify whether the GWR best explains the phenomenon studied. The rationale for including in the first column of the table the value t for global variables was to analyze how the direction of the relationship behaves and the statistical significance level in the global regression. Meanwhile, in the second column shows those variables that have some degree of spatial variability depending on their significance level.

The latter enabled the discovery that there are variables that can be significant in global models but have little or no spatial variability; variables that are significant in global models and local models, but with a weak relationship in some regions; and variables that are insignificant in global models but which have a significant spatial variation and are probably significant positively in some areas positively and negatively in others. These cases include those that deserve more attention and the best way to distinguish them is by mapping the results of local estimated parameters and pseudo-local t -value.

Moreover, the increases in adjusted R^2 confirm that GWR-adjusted models explain considerably better the variance of the data to global models. For all the fitted models, the level of variance explanation increased considerably, especially that of the grouped model, which attained an adjusted value of 92%, 9 percentage points more than the global model. It is likely that these results are due to an over fitting in the models because of the number of dependent variables used and a relatively small number of cases; however, other studies reviewed using the same techniques provide results with differences of more than 20% (Clement, Orange, Williams, Mulley, & Epprecht, 2009; Farrow, Larrea, Hyman, & Lema, 2005).

The five fitted models had variables with different levels of significant spatial variability. The broad-leaved forest and the mixed coniferous and broad-leaved forest models had the highest number of explanatory variables, while the deciduous tropical forest model had the lowest number of variables. The only variable which exhibited significant spatial variability in all the models was the variation in percentage of subsidized agroforestry production units (UPAGSUBP).

In the first fitted model (coniferous forest) the global t -value shows coefficients for ten statistically significant variables, with five different variables showing significant local spatial variation.

As we have seen, “global regression” only gives a statistical average for the whole territory. In this case an increase in the number of cooperatively owned lands with recreational activities (EJIACRE) has no influence on the loss of coniferous forest (Table 2); but when the GWR results are mapped, the estimated parameter sign for this variable changes throughout the territory (Fig. 5a). Furthermore, when the confidence levels for the t -value are considered, some of the municipalities in the south-east present a significant positive correlation, while others in the north and north-east show a significant negative correlation. This implies that recreational activities in different natural areas located in municipalities such as Ocuilán, Malinalco, Zumpahuacán and Joquicingo are causing disturbance and deforestation in this kind of forest, while recreational activities have no impact whatsoever in municipalities such as Isidro Fabela, Nicolás Romero, Morelos and others bordering the State of Michoacán (Fig. 5b).

There are other variables, such as variation in the number of households using firewood as fuel (VIULCC), which also show spatial variability. In other words, there are municipalities where inhabitants are practicing some kind of micro-deforestation in order to secure energy supplies; but the difference is that while in some municipalities the impact of this activity is

Table 2
Results of GWR.

Variables	Coniferous		Broad-leaved		Coniferous & broad-leaved		Deciduous tropical		All forests	
	<i>n</i> = 122		<i>n</i> = 122		<i>n</i> = 122		<i>n</i> = 122		<i>n</i> = 122	
	Global <i>t</i> -value	Local <i>p</i> -value+	Global <i>t</i> -value	Local <i>p</i> -value+	Global <i>t</i> -value	Local <i>p</i> -value+	Global <i>t</i> -value	Local <i>p</i> -value+	Global <i>t</i> -value	Local <i>p</i> -value+
Intercept	120	0.10*	1.92**	0.29	−1.76**	0.51	1.87**	0.24		
Socioeconomic										
POBTOT					0.58	0.08*				
DENPOB	−0.98*	0.16			−0.80	0.10*				
PHLIND					1.00	0.03**				
PEAPR					0.17	0.03**				
VIULCC	0.80	0.01***	−1.42*	0.57					−1.69**	0.27
HOEUSA	1.52*	0.19			2.16**	0.03**	2.73***	0.39	0.26	0.05**
ESTMARG	−0.57	0.04**								
Land ownership										
EJACRE	−0.71	0.07*							−2.28**	0.08*
EJIACFO	1.80**	0.39	−2.65***	0.12	2.16**	0.51	−2.25**	0.02**	2.46***	0.55
SUPTICOM	−1.35*	0.69	0.52	0.00***	4.62***	0.00***			1.11	0.01***
SUPTIPRIV	−0.25	0.00***	0.83	0.10*			0.83	0.03**	2.89***	0.26
Availability of credits and subsidies										
UPAGCREB			−1.80**	0.85					−1.87**	0.22
UPAGSUBP	−0.11	0.04**	2.68***	0.09*	−1.41*	0.00***	1.54*	0.05**	0.33	0.09*
Forest production										
PASYCAR					−1.64*	0.07*				
AUTAPFO			−1.79**	0.83			1.92**	0.08*	−2.21**	0.29
Biophysical										
PPANAPO	1.56*	0.22	0.42	0.00***	−2.15**	0.05**			−1.65*	0.16
PPAMEN1500	−1.38*	0.03	−1.98**	0.07*	1.88**	0.31	1.63*	0.17		
PPA1500Y2500	−1.31*	0.10			1.71**	0.59	−1.86**	0.29	−1.82**	0.94
PPC2501Y3500	−1.27**	0.12			1.71**	0.59	−1.87**	0.26		
PPAMAY3500			−2.22**	0.16	1.32*	0.50	−2.13**	0.13	−2.92***	0.81
PPPEMEN15									1.12	0.05**
PPPE15Y30	2.35**	0.15	4.58***	0.01***	3.02***	0.49			3.05***	0.19
PPPEMAY30			−0.51	0.04**			2.18**	0.99	−0.56	0.01***
PPANPAS			−0.42	0.06*	−2.06**	0.45	1.37*	0.82	−1.36*	0.08*
Proximity										
DMAAGR	1.68**	0.22	2.71***	0.31	−1.94**	0.01***			−4.59***	0.48
DMHIDRO			0.12	0.03**	−2.09**	0.78				
DMCARRE					2.45***	0.88	1.40*	0.05**	1.30*	0.06*
AICGR	649.91		634.86		573.98		398.59		543.71	
AICGWR	577.88		612.89		549.27		397.94		512.67	
GR adjusted <i>R</i> ²	0.56		0.50		0.71		0.82		0.82	
GWR-adjusted <i>R</i> ²	0.79		0.69		0.80		0.88		0.91	
VIP	2.32		2.89		2.94		2.77		2.75	

GR: Global regression; GWR: Geographically weighted regression; AIC: Akaike information criterion; VIF: Variance inflation factor.

*Significant at 10%, **Significant at 5%, ***Significant at 1%, +Spatial variability of parameters.

Note: In the final models they were only included the variables that had some statistical significance in the global *t*-value and the local *p*-value or both.

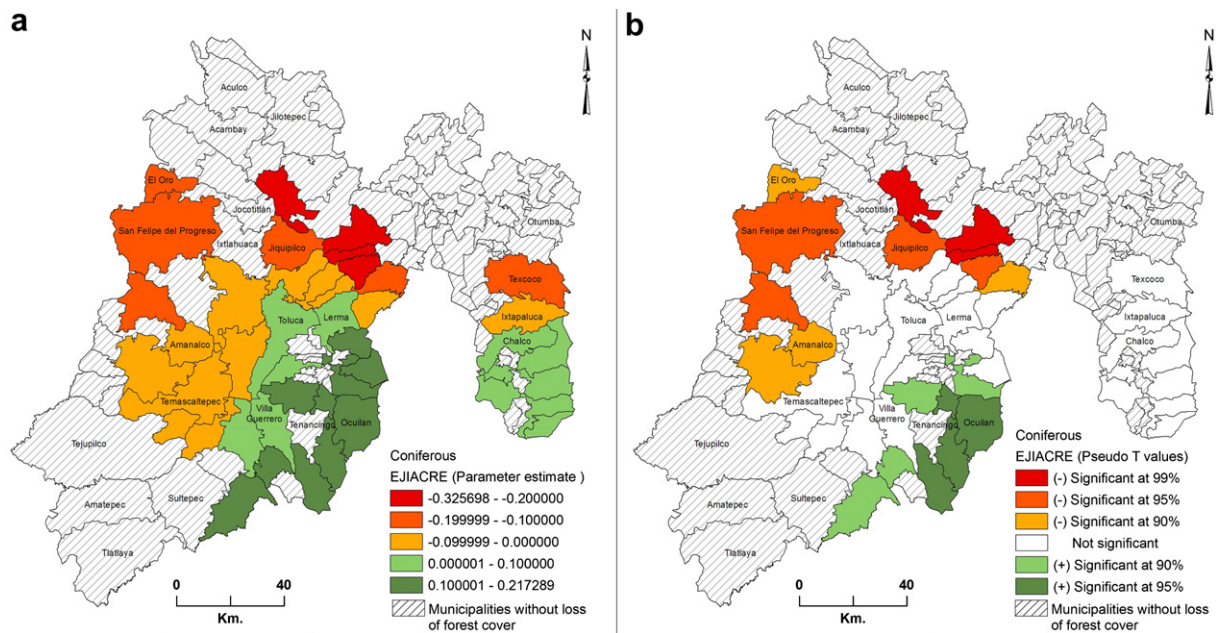


Fig. 5. Spatial distribution of the parameter estimates and the pseudo t-values of the variable EJIACRE (coniferous forest model).

reflected in coniferous forest loss, in others this activity has no direct impact. In the mainly urban municipalities the relationship is negative, it being likely that energy is not obtained solely from wood; in contrast, municipalities where the relationship is positive have many rural areas.

In the model corresponding to broad-leaved forest, it is clear that it is the biophysical variables which display greatest significant spatial variability, only two of them giving significant positive and negative variation. One of these measured the percentage of pixels in protected natural areas (PPANAPO), a variable which had both a positive and negative influence on the loss of this kind of forest.

The parameter estimates in Fig. 6a plainly show that the objective of preserving and conserving broad-leaved forest has not been totally successful in government protected natural areas located in municipalities to the south of the state. The

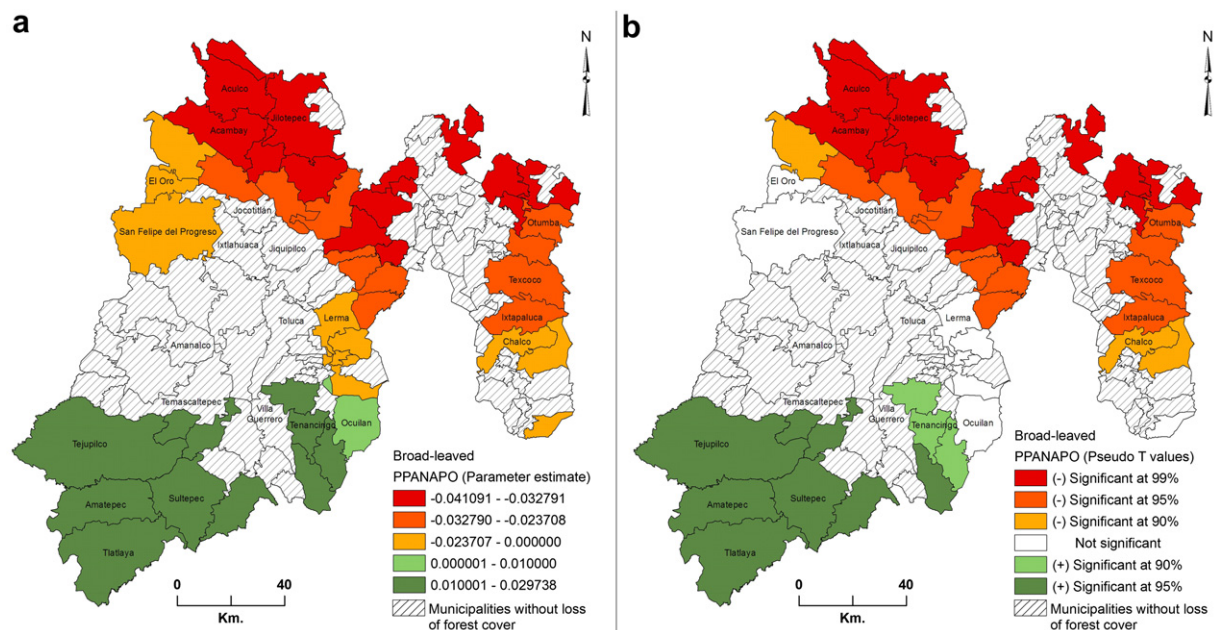


Fig. 6. Spatial distribution of the parameter estimates and the pseudo t-values of the variable PPANAPO (broad-leaved forest model).

reduction in broad-leaved forests in the north of the state is also evident, although the results indicate that in this region the loss is occurring outside protected natural areas, while in the south the destruction is happening within them. The loss of broad-leaved forest in the municipalities of Tejupilco, Amatepec and Tlatlaya over a period of nine years amounted to 21,425 ha. This figure would seem to confirm that the Sierra de Nanchititla State Park and the Río Grande San Pedro Ecological Reserve, located within the limits of these municipalities, may not be functioning satisfactorily in terms of protecting broad-leaved forest. Fig. 6b shows that almost all the municipalities with loss of this type of forest present a significant positive and negative variability of 90% and even 95%:

The coniferous and broad-leaved forest fitted model also included ten variables with a significant p -value. In this model, it was the socioeconomic aspects which presented most spatial variability, but it was the variable related to agroforestry subsidies (UPAGSUBP) which had a significant positive and negative effect throughout the territory.

The values for the parameter estimate given in Fig. 7a indicate that the rise in subsidies in some northern municipalities is causing a considerable increase in the loss of coniferous and broad-leaved forest. Nevertheless, only the municipalities of Jilotzingo, Isidro Fabela and Nicolás Romero attained a 95% positive level of confidence. On the other hand, it is clear that in the municipalities to the south and east, subsidy variation does not influence loss of this type of forest (Fig. 7b). We believe that the main reason for this spatial pattern is that in the northern municipalities much of its forest cover is composed of coniferous and broad-leaved forest, whereas in the southern municipalities tropical deciduous forest and coniferous and broad-leaved forest are less dominant.

As for the deciduous tropical forest model, five variables presented significant spatial variability. The variables which produced a significant positive and negative variability were agroforestry subsidies (UPAGSUBP) and the percentage of authorizations for forest exploitation (AUTAPFO). The results show that positive correlation exists in municipalities with large extensions of deciduous tropical forest in the south of the state. Fig. 8a shows that in the municipalities of Tlatlaya, Amatepec, Sultepec and Tejupilco, an increase in these authorizations has had a direct influence on the loss of this kind of forest cover. However, the opposite is the case in the municipalities of Zacualpan, Ixtapan de la Sal, Villa Guerrero, Tenancingo and Ocuilán. This negative correlation indicates that forestry exploitation here may be oriented towards a different kind of forest cover; the scant number of deciduous tropical forest hectares lost would certainly seem to suggest that this is the case. The data given in Fig. 8b confirm that all southern municipalities with deciduous tropical forest present significant positive and negative correlations, to at least a 90% confidence level.

Finally, the results for the grouped model (all forest) show that the variables related to human activity have significant spatial variability, with a greater positive impact than biophysical aspects (Table 2). This model captures eight variables with significant spatial variability, but only the local coefficients for subsidized agroforestry production (UPAGSUBP) vary significantly over space from positive to negative values. When this variable was analysed in its entirety, the direction and strength of its correlation to the loss of many temperate forests and deciduous forests throughout the State of Mexico became more evident.

It is clear that in the north, the subsidies granted by the Mexican government to units of agroforestry production are somehow influencing loss of forest cover, above all of broad-leaved and mixed coniferous and broad-leaved forests (Fig. 9a);

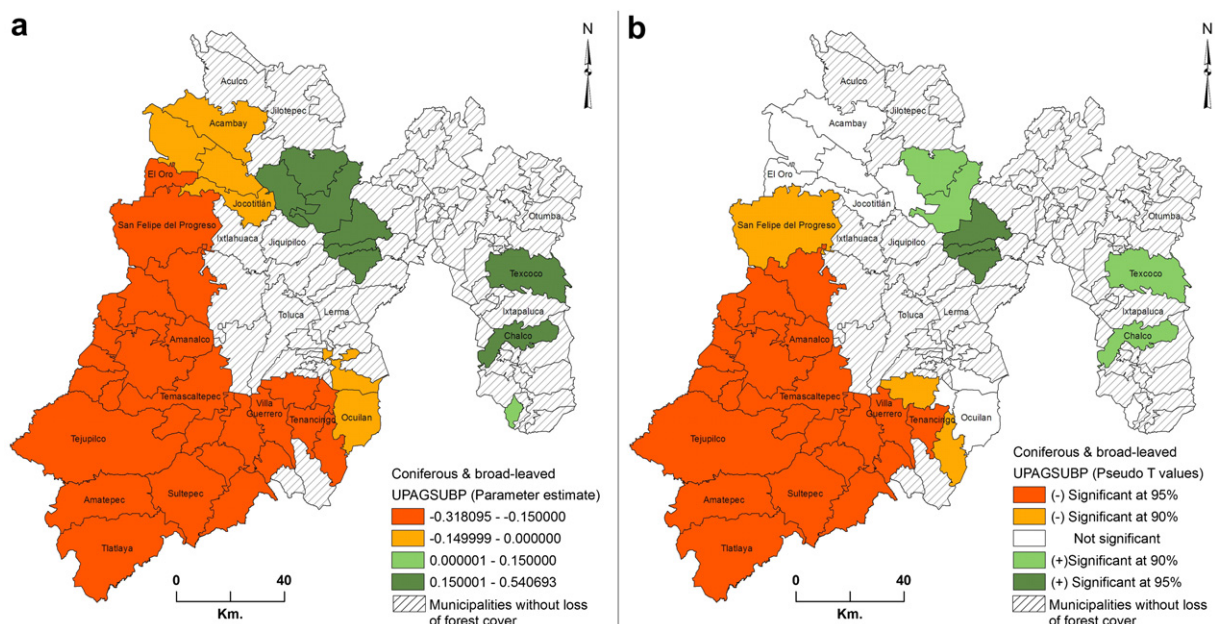


Fig. 7. Spatial distribution of the parameter estimates and the pseudo t-values of the variable UPAGSUBP (coniferous & broad-leaved model).

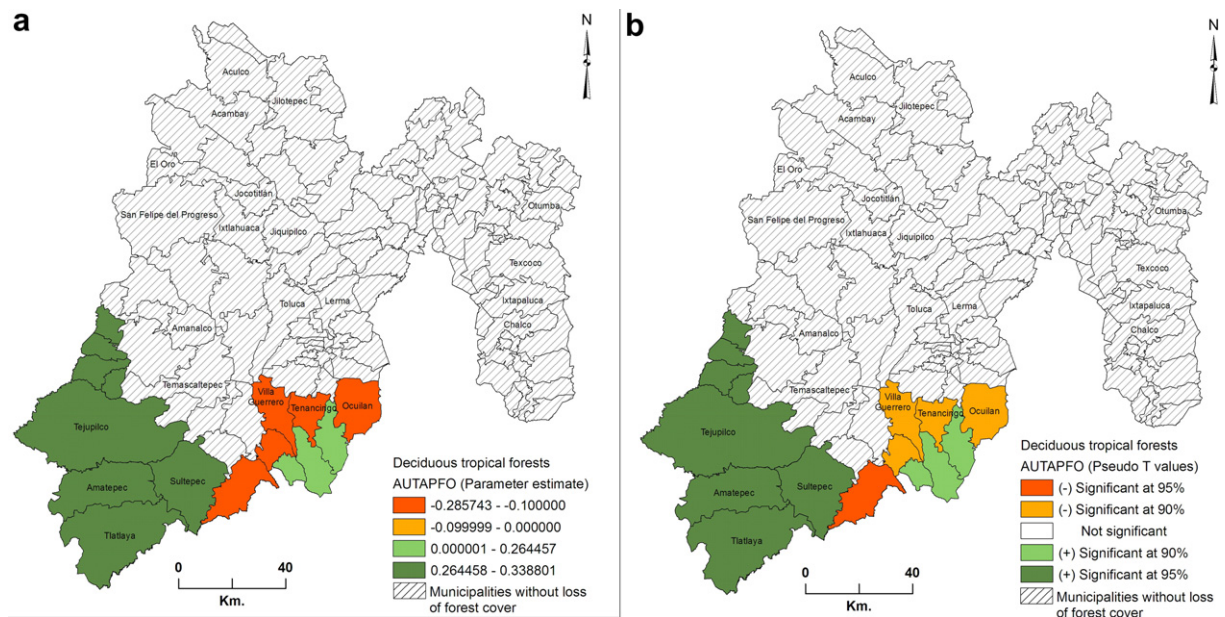


Fig. 8. Spatial distribution of the parameter estimates and the pseudo t-values of the variable AUTAPFO (deciduous tropical model).

in the south, on the other hand, the reverse is the case. This may be because the south has mainly deciduous forest and extensive cattle rearing activities, rather than agricultural activities, which are the primary cause of disturbance and deforestation. In order to confirm this north-south duality, Fig. 9b shows the municipalities which have a significant positive influence in the north and a significant negative influence in the south. To a certain extent, this reflects this activity's non-sustainability in the north of the state, due in part to the persistence of a national model of development which covertly promotes the implementation of inappropriate means of production which affect the environment.

A further important spatial distribution obtained from the GWR analysis was the spatial variation of the model fit. In this case, the local R^2 values for the grouped model shown in Fig. 10 present a variation of 0.890 to 0.932; the local R^2 values are therefore higher than the global model, which explained 83% of data variance. Consequently, all the municipalities in this model have a better fit than the global model. It may be observed how the municipalities in the south of the state present

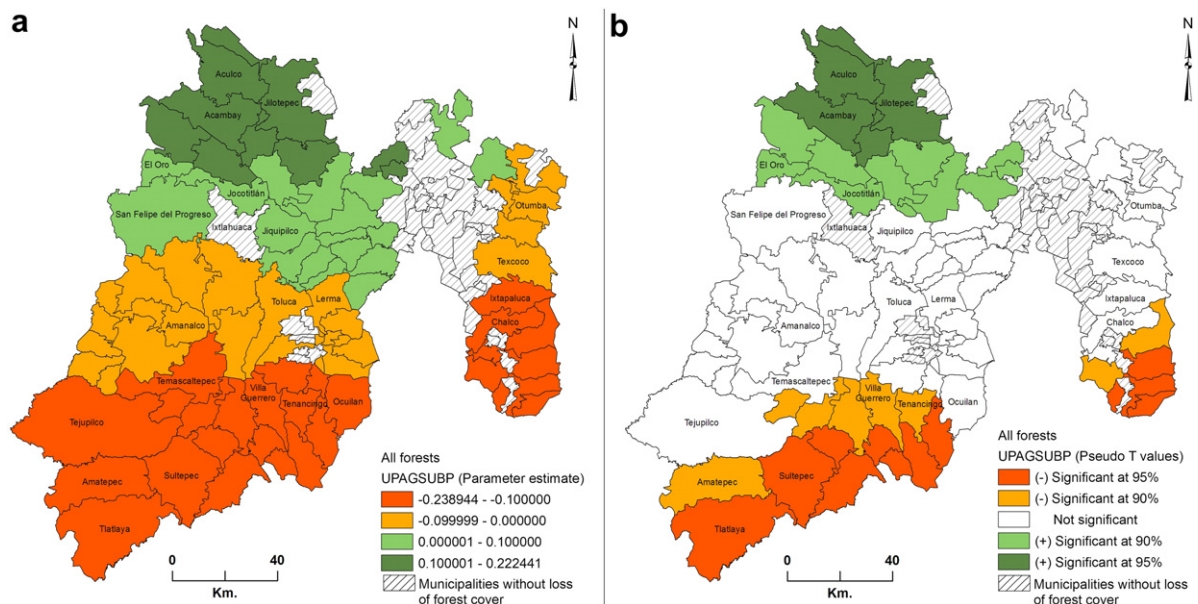


Fig. 9. Spatial distribution of the parameter estimates and the pseudo t-values of the variable UPAGSUBP (all forests).

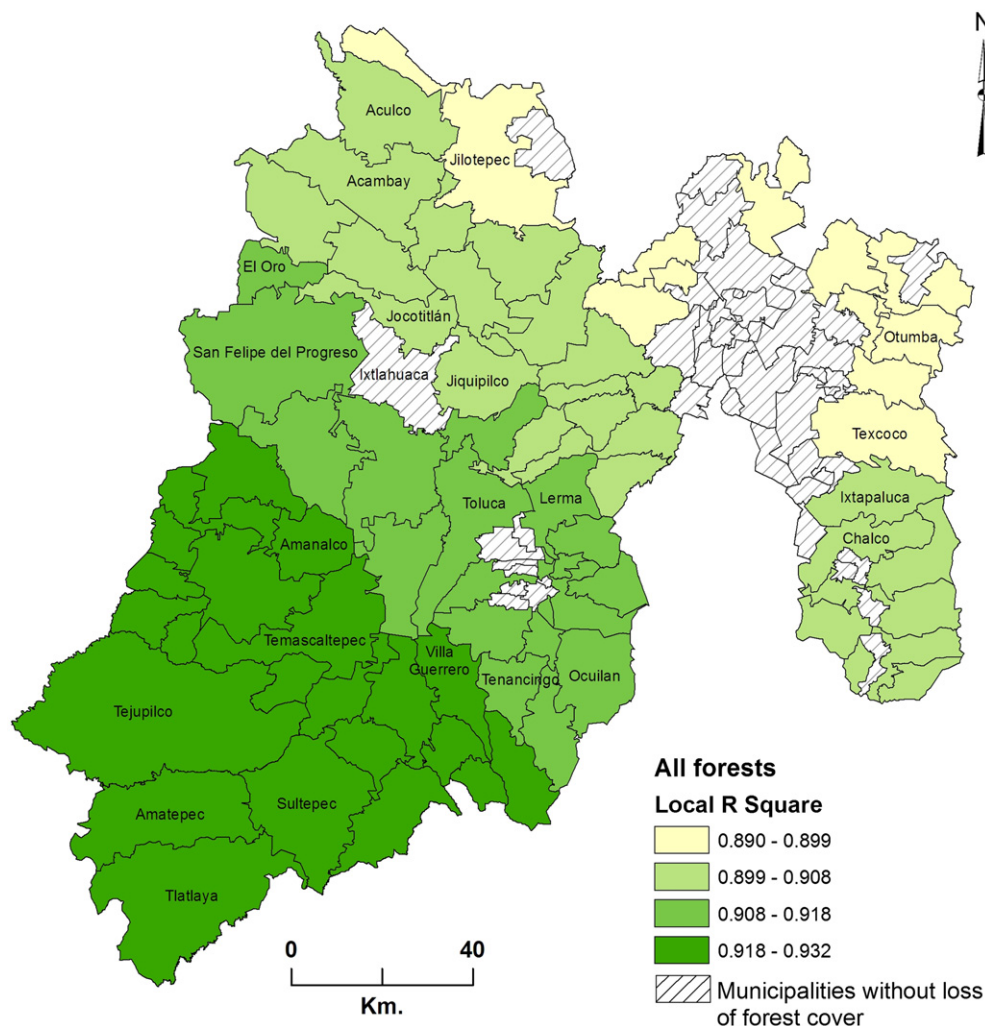


Fig. 10. Spatial distribution of local R^2 values (all forest).

higher R^2 values, which permits the conclusion that the correlations between the variables selected for the model and the loss of many temperate forests and non-evergreen forests are captured better by the GWR model in this region.

Discussion and conclusions

One of this study's most significant contributions has been the use of a method which enables the spatial variability of results to be studied. This has facilitated a more precise identification of those factors which exercise most influence over forest cover changes in the State of Mexico.

GWR analysis explored the behavior of variables at a local level and revealed significant spatial variability among some of them. This represents a clear enhancement of the understanding offered by a global analysis for, rather than obtaining an average coefficient for the entire territory, an estimated coefficient for each point analysed is obtained. Furthermore, this method reveals certain aspects of the inter-relationships which do not emerge with traditional global specifications.

The use of GWR includes a spatial component in its specifications. This implies that the parameter estimates for this regression vary according to geographical location; therefore, the application of this method made it possible to study the spatial stability of the global model coefficients. It was found that the coefficients of many variables are spatial non-stationary, and that the models produced using GWR describe the data significantly better than the global model (OLS).

The results obtained from the GWR models demonstrate that some explanatory variables related to the loss of forest cover do not have constant, homogenous parameters in the study area. That is to say, the data showed spatial variability. While this is important in itself, an analysis of the results revealed the even more interesting phenomenon of variables which present opposite signs in the parameter estimates. It is clear that the application of GWR was especially effective in explaining the variation in deforestation processes from one region to another within the state territory. Furthermore, it revealed that the

effect of agricultural expansion and policy- and institution-related factors, whether direct or indirect, also vary throughout the territory.

If the results are analysed from the perspective of variable type or group, it will be seen that there is no clear, significant pattern of variables which influence the deforestation process. Nevertheless, if they are analysed from the perspective of factors which cause change, it can be seen that agricultural expansion and political and institutional factors are significant in the regression method used. With respect to the type of causes which affect the models, it would appear that indirect causes have the strongest influence.

Thus, the statistical analysis proposed in this study produces quantitative results which facilitate an improved understanding of the causes and mechanisms of forest cover change. The results of the fitted GWR models yielded variables with a significant p -value in the spatial variability test, showing that the data are not constant throughout the territory. However, as mentioned above, the variables which merit further analysis are those which presented a significant level of confidence with positive and negative coefficients. These variables imply that correlations and possible explanations vary throughout the territory.

One example of this is the variable which measures the increase in units of subsidized agroforestry production, a variable which presents clear signs of spatial variability. In the joint GWR model (all forest) there is a dichotomy, because in the northern municipalities the access to subsidies has positively impacted the loss of forest cover, while in the municipalities of the south this is not the case. This is due to the technological differences existing in these regions (Orozco, Peña, Franco, & Pineda, 2004). It is likely that in the more commercially productive North, credit and subsidies to agricultural and forestry production units correspond to the purchase of equipment and modern agroforestry facilities, which somehow positively affects in forest loss. Meanwhile, in the southern municipalities, subsidies are not used in the same way, since in this region there is a form of agroforestry production rate over traditional-peasants land, which is somehow more sustainable with forest resources.

Furthermore, the results provided an improved explanation of data variance compared with the global model (OLS), going from 0.56% to 0.80% in the coniferous forest model, from 0.51% to 0.70% in the broad-leaved forest model, from 0.72% to 0.81% in the mixed coniferous and broad-leaved forest model, from 0.82% to 0.92% in the deciduous tropical forest model, and from 0.83% to 0.92% in the grouped model.

But despite its advantages, the statistical method applied also has some limitations that need to be considered. It should be noted that using artificial spatial units as elements of geographic information collection together with the posterior application of any procedure or mathematical statistical analysis, leads to the problem of result variability (Bosque Sendra, 1997). The problem of the modifiable spatial unit (MUAP) and its effects on the analysis of the variables has long been discussed by various authors (Fotheringham et al., 2000; Openshaw, 1984; Reynolds, 1998; Unwin, 1996). In our study, the available geo-referenced data is administratively defined by geographic areas (municipalities), and it is likely that the process of deforestation does not square well with such artificial boundaries, for the phenomenon studied does not fall neatly within the geographical units and the scale for which we collected the data.

In addition, to avoid falling into the so-called ecological fallacy, the mechanisms known as multilevel or hierarchical models, which might help break down different levels of analysis, need to be explored. Also, some alternatives should be sought to other problems such as loss of information due to data aggregation, as well as spatial autocorrelation, re-expression of statistical variables, and non-normal data distribution in some models, among others.

To minimize the above problems, multilevel models and the application of PCA techniques should be considered in future research with a view to reducing the number of independent variables. Also, some exploratory techniques such as spatial filtering, scatter plots and histograms should be looked for in order to enhance understanding of the problem of multicollinearity and spatial autocorrelation (Wheeler & Tiefelsdorf, 2005; Griffith, 2008).

The interpretation of the models by GWR is descriptive and only shows the relationships that exist in space between the independent variables and the loss of forest area. As the causes of this process cannot be extracted directly from the models, it was only possible to explore some variables that had some relationship with the process of deforestation in the State of Mexico.

In conclusion, our study is an attempt to explain to what extent the factors included here are related to, or responsible for, deforestation processes in the State of Mexico. The results show that the combined application of statistical methods and Geographical Information Systems (GIS) constitutes a powerful tool for geographical analysis. In the case of GWR, the possibility of interacting with a GIS environment endows it with the capacity to produce a wide variety of statistical maps from the results generated: parameter estimates, t -values, residues, and local R^2 s, among others. These methods, some of which are new to this field, could serve as a methodological basis for future forestry planning procedures in this state or in other regions of the country.

Acknowledgements

We would like to thank the *Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología de México* (INE) for providing the digitalized cartographic information on which the present study is based. Montserrat Gómez and Joaquín Bosque gratefully acknowledge the funding they received from the SIMURBAN project (reference SEJ2007-66608-C04-01) in order to carry out this study. The former also gratefully acknowledges the grant awarded by the Mexican Government's *Programa de Mejoramiento del Profesorado* (PROMEP) in order to carry out doctoral studies at the University of Alcalá, Spain.

The authors would also like to thank the anonymous reviewers for their comments.

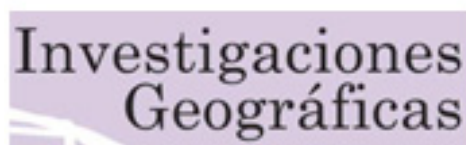
References

- Alix-García, J. (2007). A spatial analysis of common property deforestation. *Journal of Environmental Economics & Management*, 53, 141–157.
- Angelsen, A., & Kaimowitz, D. (1999). Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer*, 14, 73–98.
- Blackman, A., Albers, H., Ávalos, B., & Crooks, L. (2008). Land cover in a managed forest ecosystem: Mexican shade coffee. *American Journal of Agricultural Economics*, 90(1), 216–231.
- Bocco, G., Mendoza, M., & Maser, O. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía (UNAM)*, 44, 18–38.
- Bosque Sendra, J. (1997). *Sistemas de Información Geográfica* (2ª ed.). Madrid, España: Editorial Rialp.
- Bousquet, F., & Le Page, C. (2004). Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Model*, 176, 313–332.
- Brown, D. G., Page, S. E., Riolo, R., & Rand, W. (2004). Agent-based and analytical modelling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environmental Model & Software*, 19, 1097–1109.
- Brunsdon, C., Fotheringham, S., & Charlton, M. (1998). Spatial nonstationarity and autoregressive models. *Environment & Planning A*, 30, 1905–1928.
- Chasco, C., García, R., & Vicéns, O. (2007). Modeling spatial variations in household disposable income with geographically weighted regression. MPRA Paper No. 1682, available in: <http://mpra.ub.uni-muenchen.de/1682/>.
- Clement, F., Orange, D., Williams, M., Mulley, C., & Epprecht, M. (2009). Drivers of afforestation in Northern Vietnam: assessing local variations using geographically weighted regression. *Applied Geography*, 29, 561–576.
- Collazos, R., Gamboa, P., Prado, V., & Verardi, V. (2006). Análisis espacial del precio de oferta de la vivienda en el área metropolitana de Cochabamba. *Revista Latinoamericana de Desarrollo Económico*, 6, 33–62.
- Deininger, K., & Minten, B. (1996). *Poverty, policies and deforestation: The case of Mexico*. World Bank.
- Evans, T. P., Manire, A., de Castro, A., Brondizio, E., & McCracken, S. (2001). A dynamic model of household decision making and parcel level land-cover change in the eastern Amazon. *Ecological Modelling*, 143, 95–113.
- Farrow, A., Larrea, C., Hyman, G., & Lema, G. (2005). Exploring the spatial variation of food poverty in Ecuador. *Food Policy*, 30, 510–531.
- Franco, S., Regil, H., González, C., & Nava, G. (2006). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972–2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía (UNAM)*, 61, 38–57.
- Franco, S., Regil, H., & Ordoñez, J. (2006). Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques*, 12(1), 17–28.
- Fotheringham, A., Brunsdon, C., & Charlton, M. (2000). *Quantitative geography. Perspectives on spatial data analysis*. London, England: SAGE Publications.
- Fotheringham, A., Brunsdon, C., & Charlton, M. (2002). *Geographically weighted regression: The analysis of spatially varying relationships*. West Sussex, England: John Wiley & Sons, LTD.
- Geist, H., & Lambin, E. (2001). *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence*. 116, Louvain-la-Neuve, Belgium: LUCC International Project Office.
- Geist, H., McConnell, W., Lambin, E., Moran, E., Alves, D., & Rudel, T. (2006). Causes and Trajectories of land use cover change. In E. F. Lambin, & H. J. Geist (Eds.), *Land use and land cover change. Local processes and global impacts. Global Change-The IGBP Series* (pp. 41–70). Berlín: Springer.
- GEM. Secretaría de Finanzas y Planeación (1993). *Panorámica Socioeconómica del Estado de México*. Toluca, México.
- GEM. Secretaría de Ecología (1999). *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México*. Toluca, México.
- Griffith, D. (2008). Spatial-filtering-based contributions to a critique of geographically weighted regression (GWR). *Environment and Planning*, 40, 2751–2769.
- Han, J., Hayashi, Y., Cao, X., & Imura, H. (2009). Application of an integrated system dynamics and cellular automata model for urban growth assessment: a case study of Shanghai, China. *Landscape and Urban Planning*, 91, 133–141.
- Hare, M., & Deadman, P. (2004). Towards a taxonomy of agent-based simulation models in environmental management. *Mathematics and Computers in Simulation*, 64, 25–40.
- Hoffman, M., Kelly, H., & Evans, T. (2002). Simulating land-cover change in Indiana: an agent-based model of de/reafforestation. In M. A. Janssen (Ed.), *Complexity and ecosystem management: The theory and practice of multi-agent systems* (pp. 218–247). Northampton: Edward Elgar Publisher.
- Huang, Y., & Leung, Y. (2002). Analysing regional industrialisation in Jiangsu province using geographically weighted regression. *Journal of Geographical Systems*, 4, 233–249.
- Huigen, M. G. A. (2002). Spatially explicit model of land-use change in the Sierra Madre, Philippines, The Mame Luke Project. In D. C. Parker, T. Berger, & S. M. Manson (Eds.), *Agent-based models of land-use and land-cover change* (pp. 40–50). Louvain-la-Neuve, Belgium: LUCC International Project Office.
- Jantz, C. A., Goetz, S. J., Donato, D., & Claggett, P. (2010). Designing and implementing a regional urban model system using the SLEUTH cellular urban model. *Computers, Environment and Urban Systems*, 34, 1–16.
- Kaimowitz, D., & Angelsen, A. (1998). *Economic models of tropical deforestation a review*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Kamarianakis, Y., Feidas, H., Kokolatos, G., Chrysoulakis, N., & Karatzias, V. (2008). Evaluating remotely sensed rainfall estimates using nonlinear mixed models and geographically weighted regression. *Environmental Modelling & Software*, 23, 1438–1447.
- Lambin, E. (1997). Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*, 21, 375–393.
- Lambin, E., & Geist, H. (Eds.). (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts. Global change – The IGBP series*. Berlin: Springer.
- Ligtenberg, A., Bregt, A. K., & van Lammeren, R. (2001). Multi-actor-based land use model: spatial planning using agents. *Landscape and Urban Planning*, 56, 21–33.
- Lim, K., Deadman, P., Moran, E., Brondizio, E., & McCracken, S. (2002). Agent based simulations of household decision making and land use change near Altamira, Brazil. In H. R. Gimblett (Ed.), *Integrating geographic information systems and agent-based model techniques for simulating social and ecological processes* (pp. 277–309). Oxford: Oxford University Press.
- Loibl, W., & Toetzer, T. (2003). Model growth and densification processes in suburban regions – simulation of landscape transition with spatial agents. *Environmental Model and Software*, 18, 553–563.
- Long, Y., Mao, Q., & Dang, A. (2009). Beijing urban development model: urban growth analysis and simulation. *Tsinghua Science & Technology*, 14, 782–794.
- Lorena, R. B., & Lambin, E. F. (2009). The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, 29, 171–181.
- de Souza Soler, L., Escada, S. M., & Verburg, P. H. (2009). Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). *Applied Geography*, 29, 182–193.
- Lufin, V., & Atienza, U. (2007). *Índices Subjetivos de Accesibilidad a Servicios Comunes colectivos: La Situación de las Regiones y Comunas de Chile*. Chile: Informe 2007 Observatorio Regional de Desarrollo Humano ORDHUM Universidad Católica del Norte.
- Manson, S. M. (2002). Integrated assessment and projection of land use and land cover change in Yucatán as the peninsular region of Mexico. In D. C. Parker, T. Berger, & S. M. Manson (Eds.), *Agent-based models of land use and land cover change* (pp. 56–59). Louvain-la-Neuve, Belgium: LUCC International Project Office.
- Manson, S. M., & Evans, T. (2007). Agent-based model of deforestation in southern Yucatán, Mexico, and reforestation in the midwest United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(52), 20678–20683.
- Menard, S. (2002). *Applied logistic regression analysis* (2nd ed.). Sage Publications.
- Messina, J. P., Walsh, S. J., Mena, C. F., & Delamater, P. L. (2006). Land tenure and deforestation patterns in the Ecuadorian Amazon: conflicts in land conservation in frontier settings. *Applied Geography*, 26, 113–128.
- Morán, V., & Galletti, B. (2002). *Causas económicas e incidencia del comercio internacional en la deforestación en México*. México: Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A.C. Programa sobre comercio y medio ambiente.
- Nelson, G., Harris, V., & Stone, S. (2001). Deforestation, land use, and property rights: empirical evidence from Darien, Panama. *Land Economics*, 77(2), 187–205.
- Ochoa-Gaona, S., & González-Espinosa, M. (2000). Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography*, 20, 17–42.
- Openshaw, S. (1984). *The modifiable areal unit problem*. Norwich: GeoAbstracts. CATMOG 38.

- Orozco, H. E., Peña, M. V., Franco, P. R., & Pineda, J. N. (2004). *Atlas Agrario Ejidal del Estado de México*. Cuadernos de Investigación, núm. 34. Toluca, México: UAEM.
- Overmars, K. P., & Verburg, P. H. (2006). Multilevel model of land use from field to village level in the Philippines. *Agricultural Systems*, 89, 435–456.
- Pan, W. K. Y., & Bilsborrow, R. E. (2005). The use of a multilevel statistical model to analyze factors influencing land use: a study of the Ecuadorian Amazon. *Global and Planetary Change*, 47, 232–252.
- Parker, D. C., Manson, S. M., Janssen, M. A., Hoffman, M. J., & Deadman, P. (2003). Multi-agent systems for the simulation of land use and land cover change: a review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93, 313–337.
- Partridge, D., Rickman, S., Ali, K., & Olfert, R. (2006). The geographic diversity of U.S. nonmetropolitan growth dynamics: a geographically weighted regression approach. In *46th Annual meetings of the Southern Regional Science Association*. West Virginia University.
- Pineda, N., Bosque-Sendra, J., Gómez-Delgado, M., & Plata, W. (2009). Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía (UNAM)*, 69, 33–52.
- Reyes, H., Cortina, V., Perales, R., Kauffer, M., & Fernández, P. (2003). Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990–2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía (UNAM)*, 51, 88–106.
- Reynolds, H. (1998). *The modifiable area unit problem: empirical analysis by statistical simulation*. PhD thesis, Department of Geography, University of Toronto, <http://www.badpets.net/thesis>.
- Soares-Filho, B. S., Coutinho Cerqueira, G., & Pennachin, C. L. (2002). A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154, 217–235.
- Tu, J., & Guo, X. (2008). Examining spatially varying relationships between land use and water quality using geographically weighted regression I: model design and evaluation. *Science of the Total environment*, 407, 358–378.
- Unwin, D. J. (1996). GIS, spatial analysis and spatial statistics. *Progress in Human Geography*, 20, 540–551.
- Velázquez, A., Mas, J. F., & Palacio, J. L. (2002). *Análisis de cambio de uso del suelo. Mapas de análisis del cambio de uso del suelo. Convenio INE-IGG (UNAM)*. INE, SEMARNAT. México: Instituto de Geografía, UNAM. 1–82.
- Verburg, P., van Eck Ritsema, J., de Nijs, T., & Dijst, M. (2004). Determinants of land-use change patterns in the Netherlands. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 125–150.
- Walsh, S. J., Crawford, T. W., Welsh, W. F., & Crews-Meyer, K. A. (2001). A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85, 47–64.
- Walsh, S. J., Messina, J. P., Mena, C. F., Malanson, G. P., & Page, P. H. (2008). Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. *Geoforum*, 39, 867–878.
- Wheeler, D., & Tiefelsdorf, M. (2005). Multicollinearity and correlation among local regression coefficients in geographically weighted regression. *Journal of Geographical Systems*, 7(2), 161–187.
- Witmer, F. (2005). *Simulating future global deforestation using geographically explicit models*. Interim Report IR-05-010. Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis.
- Wyman, M. S., & Stein, T. V. (2010). Modeling social and land-use/land-cover change data to assess drivers of smallholder deforestation in Belize. *Applied Geography*, 30, 329–342.

Pineda Jaimes, Noel Bonfilio; Bosque Sendra, Joaquín; Gómez Delgado, Montserrat; Plata Rocha, Wenceslao
Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación
Investigaciones Geográficas (Mx), Núm. 69, agosto-sin mes, 2009, pp. 33-52
Universidad Nacional Autónoma de México
México

Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=56912295004>



Investigaciones Geográficas (Mx)
ISSN (Versión impresa): 0188-4611
edito@igiris.igeograf.unam.mx
Universidad Nacional Autónoma de México
México

Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación

Recibido: 19 de enero de 2008. Aceptado en versión final: 20 de agosto de 2008.

Noel Bonfilio Pineda Jaimes*

Joaquín Bosque Sendra**

Montserrat Gómez Delgado**

Wenceslao Plata Rocha***

Resumen. Este trabajo tiene como objetivo describir los cambios en la cobertura y uso del suelo sucedidos en el Estado de México en el periodo 1993-2002. Se calculan los cambios, intercambios y transiciones sistemáticas que afectan la pérdida de la cobertura forestal, se aplican métodos de regresión multivariantes para explicar las posibles causas que provocan este proceso de deforestación regional. Una descripción detallada demuestra que las categorías de bosque tienen cambios netos bajos, pero valores de intercambio altos. Las transiciones sistemáticas entre categorías revelan una dinámica de perturbación-recuperación forestal. Los

modelos de regresión lineal múltiple señalan que los factores demográficos a nivel municipal son los que más inciden en la pérdida del bosque. A nivel de píxel los modelos de regresión logística explican que la mayor pérdida ocurre en zonas boscosas más próximas a las zonas agrícolas. Asimismo, las zonas con alta fragilidad ecológica son las que presentan mayor susceptibilidad a ser deforestadas.

Palabras clave: Cambio del uso del suelo, SIG, análisis multivariante, deforestación, Estado de México.

Analysis of land use changes in the State of Mexico using regression analysis and GIS: an approach to the deforestation processes

Abstract. This paper describes land use change in the State of Mexico during the period 1993-2002. Changes, interchanges and systematic transitions affecting forest loss were calculated. Multivariate analysis was performed to explain the possible causes that are leading to this regional deforestation process.

A detailed description demonstrates that categories of forest have low net changes, however interchange values were high. Systematic transitions between categories demonstrate a strong forest disturbance-recovery dynamics. Models of multiple linear regressions indicate that forest loss is heavily influenced by demographic factors at municipal

*Facultad de Geografía, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerro de Coatepec s/n, Ciudad Universitaria, 50110, Toluca, Estado de México. E-mail: nbpj@uaemex.mx

**Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, calle Colegios 2, 28801, Alcalá de Henares, Madrid, España. E-mail: joaquin.bosque@uah.es, Montserrat.gomez@uah.es

***Escuela de Ciencias de la Tierra, Universidad Autónoma de Sinaloa, Av. De las Américas y Blvd. Universitarios, Cd. Universitaria, zona centro, 80010, Culiacán, Sinaloa. E-mail: wenses_plata@hotmail.com

units. Logistic regression models applied at a pixel level explain that the greatest loss happens in forested areas next to agricultural land use; additionally it was found that those areas with high ecological fragility are those presenting the largest susceptibility to be deforested.

Key words: Land use change, GIS, multivariate analysis, deforestation, State of Mexico.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas el cambio del uso del suelo se ha constituido como uno de los factores plenamente implicados en el cambio global, alterando procesos y ciclos. Lo anterior se vuelve trascendental si se considera que es a través de estos cambios donde se materializa la relación entre el hombre y el medio ambiente (Lambin *et al.*, 1999).

Los ecosistemas terrestres han sufrido grandes transformaciones, la mayoría debido a la conversión de la cobertura del terreno y a la degradación e intensificación del uso del suelo (Lambin, 1997). Estos procesos usualmente englobados en lo que se conoce como deforestación o degradación forestal, se asocian a impactos ecológicos importantes en casi todas las escalas (Bocco *et al.*, 2001). Se ha comprobado que la destrucción de la biodiversidad y los bosques tropicales y templados puede perturbar el clima global y poner en riesgo una fuente importante de captura de carbono. Cada vez es más evidente la transformación que sufre el territorio. Los cambios del uso del suelo ya sean legales o ilegales son cada día más frecuentes. Según Orozco *et al.* (2004) el avance de la frontera agrícola hacia superficies forestales ha traído como consecuencia la aparición de una superficie de labor frágil y con alta susceptibilidad a los procesos erosivos y, por ende, con baja productividad.

Los factores explicativos que inducen esta degradación son diversos. Algunos autores consideran que la modificación de la cobertura y uso del suelo se debe a la interacción de factores económicos, políticos y ecológicos (Meyer y Turner, 1992; Walter y Steffen, 1997; Geist y Lambin, 2001). Sin embargo, otros piensan que la escasa conexión entre los estudios explícitos del uso del suelo y los aspectos socioeconómicos provoca serias dificultades para

integrar realmente aspectos biofísicos y humanos (Nagendra *et al.*, 2004). También se acusa la falta de trabajos de análisis cuantitativos que permitan explicar las causas y efectos de estos factores, ya que también las interpretaciones de cómo estos interactúan para estimular el cambio varían ampliamente de una región a otra (Skole *et al.*, 1994; Kummer y Turner, 1994).

Los estudios de caso en México muestran que los métodos utilizados en general son diferentes; indefinidos en cuanto a los parámetros y variables que se incluyen; incomparables en términos de las categorías que utilizan y con escalas de trabajo incompatibles (Palacio *et al.*, 2000; Velázquez *et al.*, 2002).

Por otro lado, llama la atención que no se afronta en su gran mayoría, la explicación de los cambios, es decir, se llegan a cuantificar los cambios netos o totales ocurridos sin poner mucho énfasis en las transiciones que se dan entre categorías (García *et al.*, 2000; Alonso *et al.*, 2003; Ramírez y Zubietta, 2005). De igual forma sólo algunos trabajos revisados hacen uso de técnicas estadísticas para tratar de conocer las causas de los cambios ocurridos (Mas *et al.*, 1996; Castillo *et al.*, 1998; Bocco y Mendoza, 1999; Mendoza y Dirzo, 1999; Mas y Puig, 2001; Isaac-Márquez *et al.*, 2005). De acuerdo con lo anterior, se puede decir que aún son escasas las investigaciones en el país que tratan de explicar las causas de estos cambios utilizando variables socioeconómicas y ambientales (Bocco *et al.*, 2001).

Los objetivos principales de este trabajo son: a) realizar una descripción de los cambios de la cobertura y uso del suelo en el Estado de México, utilizando una matriz de tabulación cruzada donde se aprecie la dinámica entre categorías, y b) construir dos modelos explicativos mediante técnicas de regresión que coadyuven a comprender los procesos de pérdida de la masa forestal en el periodo estudiado.

ÁREA EN ESTUDIO

Se localiza en la parte sur de la altiplanicie meridional de la República Mexicana, entre los paralelos 18°21' y 20°17' de latitud norte y los meridianos

98°35' y 100°36' de longitud oeste (Figura 1). Es una de las regiones más elevadas del país, sus altitudes fluctúan entre los 1 330 y 2 800 msnm y tiene una superficie de 22 274.97 km² que representa el 1.1% del total nacional (GEM, 1993).

La entidad cuenta con importantes recursos forestales constituidos principalmente por bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto y bosque mesófilo de montaña. La utilidad e importancia de estos recursos no radica sólo en la producción de materias primas y bienes económicos, sino en el papel esencial que desempeñan en el funcionamiento del sistema natural. Los bosques templados del Estado de México cobran mayor importancia si se observan de manera holística sus funciones protectivas, reguladoras y productivas. Por otra parte, el proceso de deforestación ha tenido efectos negativos entre los que destacan:

la degradación de los suelos, disminución de los mantos acuíferos al alterarse el ciclo del agua, pérdida de la biodiversidad y aparición de plagas en diversas zonas boscosas del estado (GEM, 1999). En la actualidad, el Estado de México es la entidad más poblada del país con 14 007 495 habitantes (INEGI, 2005). Lo anterior se debe en gran parte al proceso de expansión que ha sufrido durante las últimas décadas la Ciudad de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales

Para este estudio se utilizaron dos mapas digitales de vegetación y uso del suelo escala 1: 250 000 correspondientes a la serie II de 1993 (t1) y a la serie III (t2) de 2002 del Instituto Nacional de

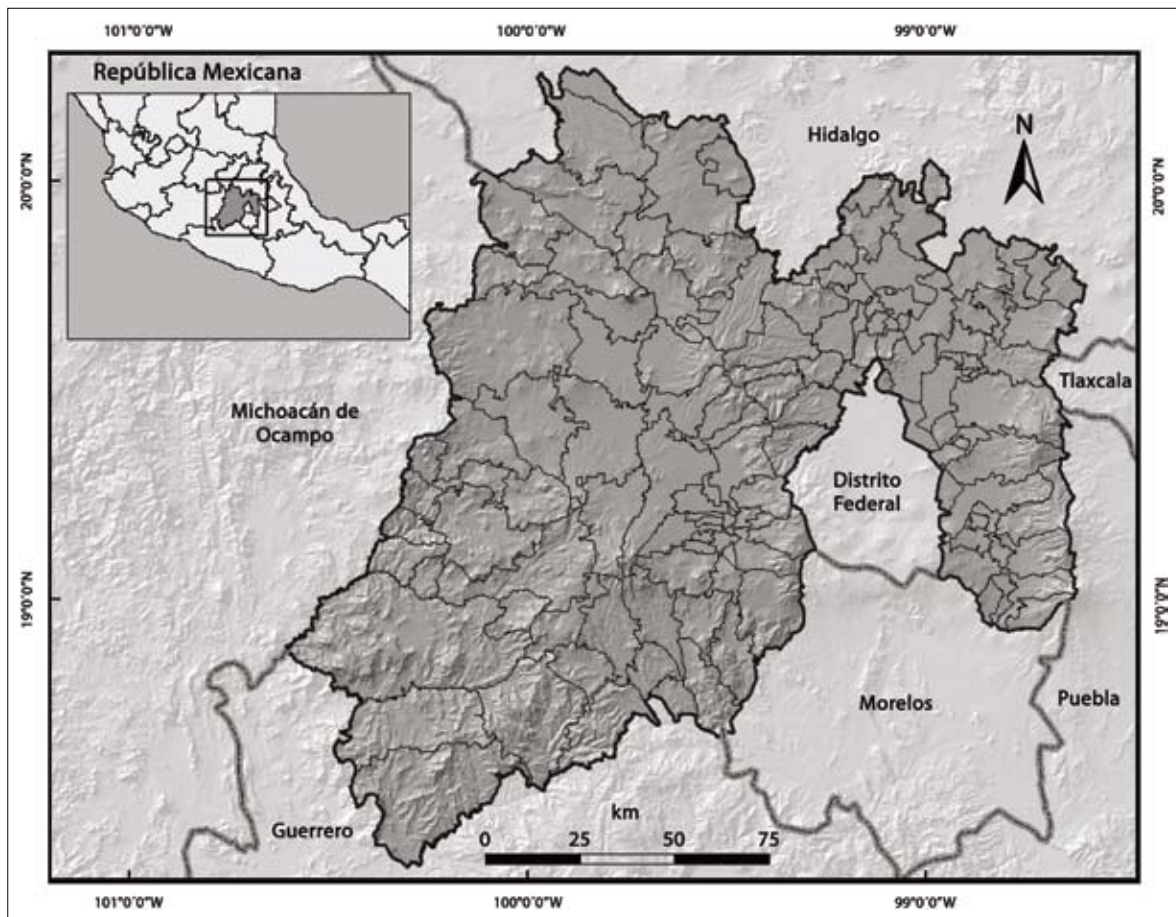


Figura 1. Localización geográfica del Estado de México.

Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Si bien ambas series tienen una metodología de elaboración en común, se detectaron inconsistencias de equivalencia en algunas categorías que hicieron difícil su comparación. Debido a esta dificultad se optó por agregar las clases utilizadas en el sistema de clasificación del INEGI y adaptarlas al sistema clasificatorio propuesto por Velázquez *et al.*, (2002) para el Inventario Nacional Forestal. Esta reclasificación de los mapas digitales permitió asegurar que los cruces de los mapas y las estadísticas derivadas fueran equivalentes y comparables. No obstante, no se conocen reportes sobre la confiabilidad geométrica y temática de estas coberturas, por lo que algunos cambios pueden ser resultado de “artefactos” generados por errores en la cartografía utilizada.

Para analizar los resultados de la matriz de cambios, se optó por transformar la información cartográfica a formato matricial. Star y Estes (1990) citado por Bosque (1997) plantean que la unidad base de la rejilla debe ser la mitad de la longitud más pequeña que sea necesaria para representar todas las existentes en la realidad. Se midió el polígono más pequeño a representar y considerando lo anterior se generó un reticulado con rejillas de 125 x 125 m. Para el análisis de los cambios se utilizó el módulo de IDRISI Andes *Land Change Modeler for Ecological Sustainability*, desarrollado como una aplicación orientada al análisis del cambio de la cobertura y uso del suelo (Eastman, 2006).

Para construir los modelos se recopilieron 19 variables a nivel municipal de los Censos de Población

y Vivienda de 1990 y 2000, así como de los Censos Ejidales de 1991 y 2001. Esta información se manipuló en un paquete estadístico con capacidad de generar modelos de regresión lineal múltiple. Por su parte, las variables a nivel de píxel fueron tomadas de la cartografía elaborada para el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México (GEM, 1999).

Descripción del cambio de ocupación del suelo

Una tabulación cruzada del tiempo 1 y del tiempo 2 permitió obtener una matriz de cambios similar a la que se presenta en la Tabla 1. La diagonal muestra la cantidad total del paisaje estable entre una fecha y otra, mientras que fuera de la diagonal se encuentran las transiciones de las clases entre 1993 y 2002.

Con la información de la matriz se calculó la ganancia (G_{ij}) que es la diferencia entre la columna del total del tiempo 2 (P_{+j}) y la persistencia (P_{jj}) (expr. 1). Por su parte, la pérdida (L_{ij}) es la diferencia entre la fila del total del tiempo 1 (P_{j+}) y la persistencia (P_{jj}), (expr. 2). El intercambio entre categorías (S_j) se calcula como dos veces el valor mínimo de las ganancias y las pérdidas (expr. 3). Para calcular el cambio total para cada categoría (C_j) se establece como la suma del cambio neto (D_j) y el intercambio (S_j), o bien, la suma de las ganancias y las pérdidas (expr. 4).

$$G_{ij} = P_{+j} - P_{jj} \quad (1)$$

Tabla 1. Tabulación cruzada para dos tiempos con pérdidas y ganancias

	Tiempo 2				Total tiempo 1	Pérdidas
	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4		
Tiempo 1						
Categoría 1	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_{14}	P_{1+}	$P_{1+} - P_{11}$
Categoría 2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	P_{24}	P_{2+}	$P_{2+} - P_{22}$
Categoría 3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	P_{34}	P_{3+}	$P_{3+} - P_{33}$
Categoría 4	P_{41}	P_{42}	P_{43}	P_{44}	P_{4+}	$P_{4+} - P_{44}$
Total tiempo 2	P_{+1}	P_{+2}	P_{+3}	P_{+4}	1	
Ganancias	$P_{+1} - P_{11}$	$P_{+2} - P_{22}$	$P_{+3} - P_{33}$	$P_{+4} - P_{44}$		

$$L_{ij} = P_{j+} - P_{jj} \quad (2)$$

$$S_j = 2 \times \text{MIN}(P_{j+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}) \quad (3)$$

$$C_j = (D_j + S_j) \quad (4)$$

Para detectar los cambios significativos entre categorías se aplicó una metodología que propone analizar de forma más detallada los cambios que están fuera de la diagonal, considerando las ganancias y las pérdidas por separado (Pontius *et al.*, 2004). No obstante, hay que considerar que el enfoque de este trabajo se ubica en un contexto de índole estadístico. Es decir, considera que una transición es aleatoria si una categoría de ocupación del suelo tiene ganancias de otras categorías en proporción al tamaño de las categorías que han tenido pérdidas, o bien, si la pérdida de esa misma categoría está en proporción al tamaño de aquellas categorías que han ganado. Cualquier diferencia alta de estas proporciones representa una transición sistemática del paisaje (Braithwaite, 2006).

En el caso de las ganancias, se asume que la ganancia de cada categoría y la proporción de cada categoría en el tiempo 2 son fijas, para después distribuir la ganancia a través de las otras categorías, según la proporción relativa de las otras categorías en el tiempo 1 (expr. 5).

$$G_{ij} = \frac{(P_{+j} - P_{jj}) \times P_{i+}}{1 - P_{j+}} \quad (5)$$

Donde G_{ij} es la transición esperada de la categoría i para la categoría j debido a un proceso aleatorio de ganancia, $P_{+j} - P_{jj}$ es la ganancia total observada de la categoría j , P_{i+} es el tamaño de la categoría i en el tiempo 1 y P_{i+} es la suma de los tamaños de todas las categorías excluyendo a la categoría j en el tiempo 1. Para el cálculo de las pérdidas el procedimiento es similar al anterior, donde se asume que la pérdida de cada categoría es fija, y luego distribuye la pérdida a través de las otras categorías según la proporción relativa de las otras categorías con el tiempo 2 (expr. 6).

$$L_{ij} = \frac{(P_{i+} - P_{ii}) \times P_{+j}}{1 - P_{+i}} \quad (6)$$

Donde L_{ij} es la transición esperada de la categoría i para la categoría j debido a un proceso aleatorio de pérdida, $P_{i+} - P_{ii}$ es la pérdida total observada de la categoría i entre los dos tiempos P_{+j} es el tamaño de la categoría j en el tiempo 2, y $1 - P_{+i}$ es la suma de los tamaños de todas las categorías excepto la categoría i en el tiempo 2.

Explicación de los cambios ocurridos en la cobertura forestal

Para tener una aproximación a las posibles causas que provocan la pérdida de los bosques se formularon modelos de regresión lineal múltiple y de regresión logística utilizando datos a nivel municipal y de píxel, respectivamente. Ambos fueron aplicados de forma separada a la pérdida total de bosque y a la pérdida de los cuatro tipos de bosque.

No es sencillo determinar cuáles son los factores socioeconómicos que más inciden en los procesos de deforestación, sin embargo, algunos estudios consideran como principal causa los aspectos demográficos (Southgate y Basterrechea, 1992; Lambin, 1997), otros autores como Mahar y Schneider (1994) señalan el avance agrícola como factor principal de este fenómeno, mientras que Reyes *et al.* (2003) consideran que las políticas gubernamentales y los programas de subsidio al campo son parte del problema.

Se realizó un análisis de correlación de las 19 variables originales para medir su intensidad de asociación. La Tabla 2 muestra las variables que resultaron poco correlacionadas y potencialmente útiles para el modelo de regresión, las cuales fueron agrupadas en tres grupos: a) crecimiento de la población entre 1990 y 2000, b) variación del número de viviendas entre 1990 y 2000, y c) variación de la forma de explotación de la tierra entre 1991 y 2001.

La relación entre las variables del grupo correspondiente al crecimiento de la población y la variable dependiente (pérdida de bosque), se basa en el supuesto de que es la población originaria la que actúa sobre el territorio municipal y no toma en cuenta actores sociales que probablemente actúen dentro del municipio y no son parte de él. De igual forma se debe considerar que las variables socioeconómicas utilizadas son en realidad promedios y suponen que todo el municipio es homogéneo.

Tabla 2. Variables independientes utilizadas para la regresión lineal múltiple

Variable	Descripción	Grupo
CP18mas	Población de 18 años y más.	Crecimiento de la población. (1990-2000)
CPobAn	Población analfabeta.	
CPEAPr	Población económicamente activa en el sector primario.	
CPojp	Población ocupada de jornaleros y peones.	
CPom1sal	Población que gana menos de un salario mínimo.	
CPobInd	Población que habla alguna lengua indígena.	Variación del número de viviendas. (1990-2000)
CVivTM	Viviendas con techo de madera.	
CVivTT	Viviendas con techo de teja.	
CVivLC	Viviendas que usan leña o carbón como combustible.	
CVivPetro	Viviendas que usan petróleo como combustible.	
CEjAcfo	Ejidos y comunidades agrarias con actividades forestales.	Variación de la forma de explotación de la tierra. (1991-2001)
CEjAcRec	Ejidos y comunidades agrarias con actividades de recolección y aprovechamiento de especies vegetales no cultivadas.	
CSupParc	Ejidos o comunidades agrarias que han sido fraccionadas para ser distribuidas entre sus integrantes para su explotación.	
CSupNoPar	Ejidos o comunidades agrarias que no han sido fraccionadas para su explotación individual.	

La regresión lineal múltiple está basada en el ajuste de una ecuación a un conjunto de datos mediante mínimos cuadrados (expr. 7), y es uno de los más empleados y usuales en todas las ciencias (Bosque y Moreno, 1994:59).

$$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + \dots + b_nX_n + e \quad (7)$$

Donde los subíndices muestran las distintas variables explicativas 1,2 hasta n y e indica el término del error del modelo. Los signos de los parámetros b_1, b_2, \dots, b_n miden el sentido de la relación entre cada una de la variables explicativas y la variable dependiente, manteniendo constante la influencia de las restantes variables explicativas. Se usaron coeficientes estandarizados por lo que su valor numérico indica el tamaño de la influencia (*Ibid.*:60). Se utilizó el método de eliminación hacia atrás (*backward*) para descartar las variables con baja significancia, la cual se estableció en $p \leq 0.05$. Este método prueba y determina las mejores regresiones contenidas en un cierto número de variables (Draper y Smith, 1981).

En el caso de la regresión logística se buscó establecer una relación entre la deforestación y variables físicas y de proximidad a nivel de píxel. Algunos autores han usando variables como distancia a ríos, carreteras, poblados, zonas agrícolas, zonas forestales y distancia al borde del bosque (Mas *et al.*, 2003; Soares-Filho *et al.*, 2002; Geoghegan *et al.*, 2001; Rosero-Bixby y Palloni, 1998). Mientras que otros incluyen factores como la altitud, pendiente, precipitación, radiación solar, temperatura media anual (Serra *et al.*, 2003).

Para construir el modelo se tomó como variable dependiente la pérdida de bosque, la cual presenta un valor de 1 cuando un píxel tiene pérdida de bosque y un valor de 0 cuando no la tiene. Se utilizaron como factores explicativos siete variables cuantitativas continuas y una variable cualitativa discreta (Tabla 3). Esta última variable se retomó del Programa de Ordenamiento Territorial del Estado de México y se obtuvo utilizando como indicadores a la vegetación, el relieve, la pendiente y tipo de suelo (GEM, 1999). Además fue codificada como variable binaria (*dummy*). Al respecto Ebdon

Tabla 3. Variables independientes utilizadas para la regresión logística

Variable	Descripción	Tipo
Dist_agrícola	Distancia a zonas agrícolas.	Continua
Dist_locma	Distancia a localidades marginadas.	Continua
Dist_urbano	Distancia a zonas urbanas.	Continua
Dist_vías	Distancia a carreteras.	Continua
Pendientes	Pendientes en grados.	Continua
Altitud	Altitud en msnmm.	Continua
Precipitación	Precipitación en mm.	Continua
Fra_ecológica	Fragilidad ecológica.	Discreta

(1982), considera que el uso de este tipo de variable puede provocar alguna pérdida de información, pero considera esta transformación como imprescindible en un análisis de regresión logística.

La regresión logística es un método similar a la regresión lineal múltiple, pero adaptado a modelos en donde es condición necesaria que la variable a explicar sea una variable binaria, pudiendo tomar únicamente valores de 0 y 1 (Aguilera, 2006). Este método está regido por la siguiente ecuación (exp. 8).

$$\ln \frac{1-P}{P} = \alpha + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n \quad (8)$$

Donde P representa la probabilidad de que un píxel sea deforestado; x_1 hasta x_n son las variables explicativas contempladas en el análisis y α y b son los parámetros estimados por el método de regresión logística.

Los modelos de regresión logística tienen dos funciones principalmente, son útiles para realizar análisis de predicción y también pueden utilizarse para captar la relación que hay entre una variable dependiente y un conjunto de variables independientes. Los modelos aquí empleados se orientan al segundo caso.

Para validar la capacidad explicativa de los modelos se utilizó el parámetro estadístico ROC (*Relative Operating Characteristic*), el cual compara los mapas de pérdida de bosque con los mapas de los modelos ajustados. El área bajo la curva ROC indica, para un punto de presencia (en este caso un píxel

deforestado) y uno aleatorio seleccionados al azar, la probabilidad de que el valor de idoneidad previsto por los modelos para el punto de presencia sea mayor que el previsto para el punto aleatorio. Es una medida directa de la capacidad de discriminación del modelo, que toma valores próximos a 1 cuando existe un buen ajuste con los datos, mientras que un valor cercano a 0.5 significa que el ajuste no es mejor que el obtenido por azar (Benito de Pando y Peñas de Giles, 2007). Por otra parte, la curva ROC se obtiene al representar gráficamente los casos positivos (sensibilidad) y los negativos (especificidad) detectados correctamente (Serra *et al.*, 2003).

RESULTADOS

Descripción del cambio de ocupación del suelo

a) Cuantificación general del cambio

La distribución espacial de los cambios se observa en la Figura 2, en el periodo estudiado el cambio total en el estado fue de 6.7%, que en términos absolutos se traduce a 149 725 ha, mientras que la persistencia del paisaje ha sido del 93.3%.

Si bien parece ser poco cambio, trabajos similares en México demuestran que en la mayoría de los paisajes la persistencia es lo que predomina. Velázquez *et al.* (2002) muestran datos de persistencia para todo el territorio nacional de 92% para coberturas naturales y 97% para coberturas antrópicas. Por su parte Cortina *et al.*, (1998) obtiene el 90% de zonas estables en dos estados del sur de México. Incluso en lugares como la zona metropolitana de Atlanta en los Estados Unidos se calculó un 75% de persistencia (Yang y Lo, 2002). Asimismo, un estudio reciente de la Comunidad de Madrid, España determinó un 94.2% de zonas estables (Plata, 2007).

Un resumen de los resultados se presenta en la Tabla 4, donde se observa que en 1993 las áreas agrícolas ocupaban el 44% de la superficie estatal (983 320 ha), los bosques el 28% (624 498 ha), el pastizal el 16.7% (370 993 ha) y los asentamientos humanos el 3.5% (78 998 ha). Para el 2002 la superficie de zonas agrícolas aumentó en 48 789 ha, las superficies boscosas se habían reducido a 13 690 ha

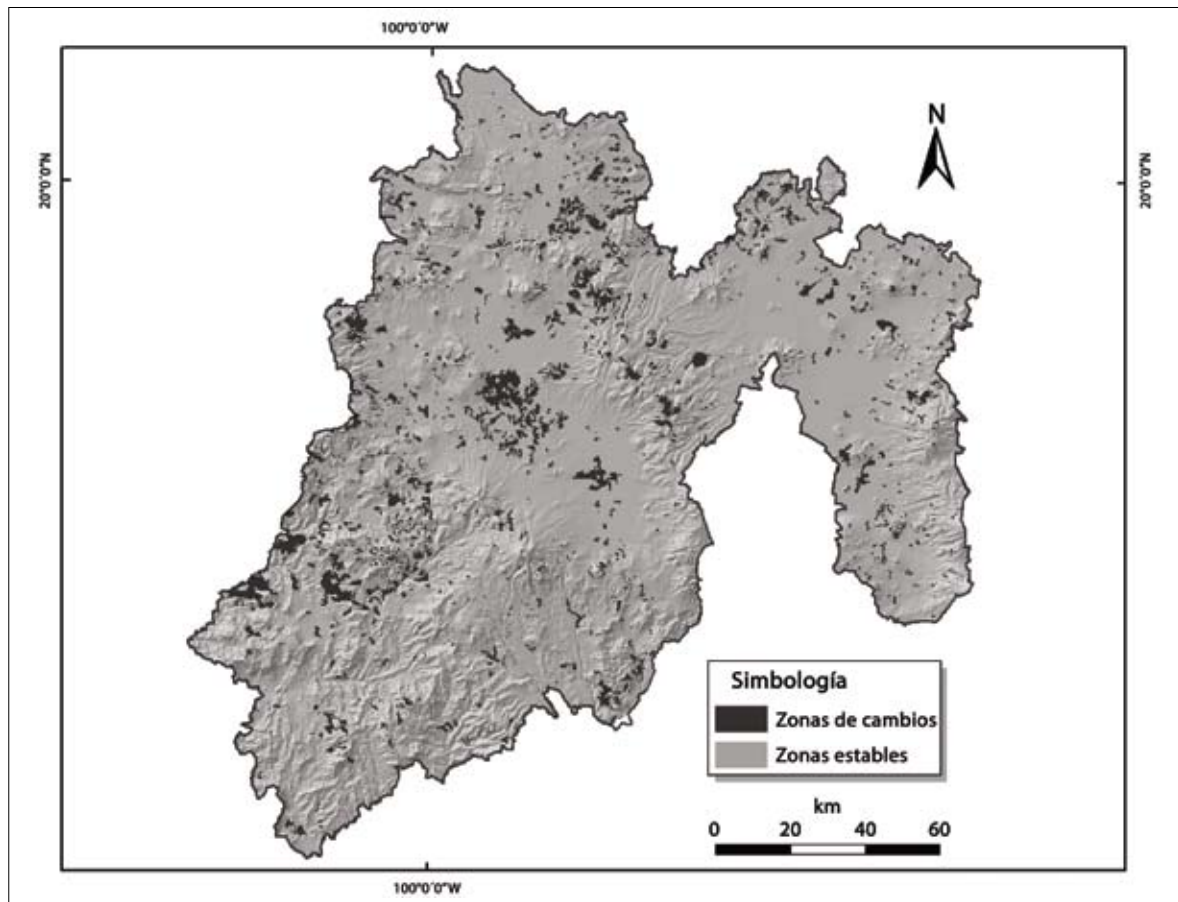


Figura 2. Zonas de cambios y zonas estables entre 1993 y 2002.

y el pastizal tuvo un descenso de 44 303 ha, siendo la categoría que más pierde en ese lapso, mientras que los asentamientos humanos ganaron 7 792 ha.

Lo anterior indica que las zonas agrícolas son las que más han ganado en superficie, sobre todo la agricultura de temporal. Por su parte, las zonas boscosas, junto con el pastizal, son las categorías que más pierden. Sin embargo, este análisis no ofrece detalles de la dinámica de cambio que existe en las zonas boscosas del Estado de México. Una exploración más particular de los cambios netos e intercambios más importantes entre categorías ayudó a detectar las transiciones más significativas.

b) Cambio neto e intercambio

El porcentaje de cambio neto que presentan los bosque de coníferas es de 0.17%, el bosque de latifoliadas de 0.32%, el bosque mesófilo de mon-

taña de 0.01% y el bosque mixto de 0.10%. No obstante, en la Figura 3 se aprecia que el bosque mixto a pesar de ser una categoría con poco cambio neto es de las categorías que tiene mayor porcentaje de intercambio (1.43%), después de la agricultura de temporal y el pastizal. Lo mismo sucede con los bosques de coníferas y de latifoliadas que presentan porcentajes de intercambio de 0.49 y 0.63%, respectivamente. Lo que indica que a pesar de que estas categorías presentan bajo porcentaje de cambio neto, su dinámica de intercambio es muy importante.

c) Transiciones sistemáticas inter-categorías

Para identificar las transiciones sistemáticas se deben interpretar las transiciones de acuerdo con el tamaño de las categorías, tanto en términos de pérdidas como en términos de ganancias (Pontius *et al.*, 2004).

Tabla 4. Evolución de la cobertura y uso del suelo en superficie y porcentaje entre 1993 y 2002

Categoría	1993		2002		Cambio de la superficie en ha
	ha	%	ha	%	
Agricultura de riego (Ar)	240718.8	10.8	248953.1	11.2	8234.4
Agricultura de temporal (At)	742601.6	33.3	783156.3	35.2	40554.7
Asentamiento humano (Ah)	78998.4	3.5	86790.6	3.9	7792.2
Bosque de coníferas (Bc)	203496.9	9.1	199660.9	9.0	-3835.9
Bosque de latifoliada (Bl)	193571.9	8.7	186276.6	8.4	-7295.3
Bosque mesófilo de montaña (Bmm)	11945.3	0.5	11635.9	0.5	-309.4
Bosque mixto (Bm)	215484.4	9.7	213234.4	9.6	-2250.0
Cuerpo de agua (Ca)	17645.3	0.8	17645.3	0.8	0.0
Matorral xerófilo (Mx)	18312.5	0.8	18171.9	0.8	-140.6
Otros tipos de vegetación (Otv)	3529.7	0.2	3328.1	0.1	-201.6
Pastizal (P)	370993.7	16.7	326690.6	14.7	-44303.1
Plantación forestal (Pf)	4978.1	0.2	4987.5	0.2	9.4
Selva baja caducifolia (Sbc)	113826.6	5.1	115956.3	5.2	2129.7
Vegetación hidrófila (Vh)	829.7	0.0	829.7	0.0	0.0
Áreas sin vegetación aparente (Asva)	10564.1	0.5	10179.7	0.5	-384.4
	2227496.9	100.0	2227496.9	100.0	

Las transiciones en términos de pérdidas se presentan en la Tabla 5. Las ocho primeras transiciones significan procesos de deforestación. La tasa más significativa pertenece a la selva baja caducifolia con un valor 2.30 veces mayor, lo que significa que esta categoría perdió 1 599 ha más de lo esperado. Sin embargo, cuando el bosque de coníferas y el bosque mixto pierden son sustituidos por la agricultura de temporal y el pastizal en 5 208 ha más a las esperadas. Por su parte, cuando el bosque de latifoliadas pierde lo sustituye el pastizal en 1 973 ha más a las esperadas. Por lo que se observa en estas transiciones, las pérdidas de los bosques y selvas se presentan a costa de las zonas de agricultura de temporal y de las zonas de pastizal.

Por otro lado, es posible identificar en las últimas cuatro transiciones como los asentamientos humanos en el Estado de México han crecido a costa de las áreas agrícolas, ya que cuando las categorías de agricultura de temporal y riego pierden, son sustituidas por los asentamientos humanos en 1 126 ha más a las esperadas. Por su parte, la categoría otros tipos de vegetación ha perdido en

una tasa 24.6 veces mayor a la esperada a favor de los asentamientos humanos.

Las transiciones en términos de ganancias se muestran en la Tabla 6. Las cinco primeras transiciones representan procesos de revegetación del bosque. La transición más significativa es la del bosque de coníferas que cuando gana reemplaza al pastizal en una tasa 2.3 superior a la esperada. En el mismo sentido, el bosque de latifoliadas y el bosque mixto han reemplazado al pastizal en 1 624 ha más a las esperadas. El bosque mesófilo de montaña presenta una transición con el mismo patrón, aunque en este caso reemplaza a la agricultura de temporal en 2 947 ha más a las esperadas. Además de los procesos de revegetación las dos últimas transiciones representan un proceso de avance de la frontera agrícola, el más significativo es el que presenta el remplazo del pastizal por la agricultura de temporal en 26 361 ha más de las esperadas, sin embargo, no deja de ser importante el remplazo del pastizal por la agricultura de riego en una tasa 1.3 mayor a la esperada.

Derivado de este análisis se observa que las transiciones en términos de pérdidas indican los

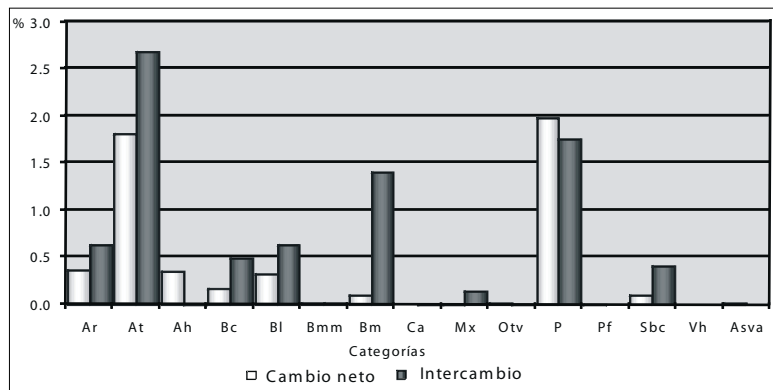


Figura 3. Cambio neto e intercambios ocurridos entre 1993 y 2002.

procesos de deforestación que están sufriendo los bosques del Estado de México. No obstante, los valores de la tabla en términos de ganancias confirman que en el periodo estudiado existe una dinámica interesante de perturbación-recuperación del bosque (Franco *et al.*, 2006).

La mayor pérdida de bosques de coníferas se presenta en las regiones montañosas del norte de la sierra de las cruces (Figura 4-A). Las pérdidas del bosque de latifoliadas se dan en la zona norte del estado, aunque también se aprecia una región importante en el suroeste (Figura 4-B). El bosque mesófilo de montaña presenta pequeñas zonas de pérdida en la ladera sur del nevado de Toluca (Figura 4-C). Las pérdidas de bosque mixto se observan claramente en las zonas serranas del suroeste del estado, así como en la sierra de las cruces entre los valles de México y Toluca.

Explicación de los cambios ocurridos en la cobertura forestal

a) Modelos de regresión lineal múltiple

Se elaboraron cinco modelos de regresión lineal múltiple utilizando variables socioeconómicas por municipio, de los cuales el modelo aplicado al bosque mesófilo de montaña fue descartado debido a que el número de casos era muy reducido.

El mejor modelo para explicar la pérdida total de bosque (Tabla 7) revela que sólo tres variables resultaron estadísticamente significativas, la población analfabeta, la población indígena y los ejidos con actividades forestales, siendo la población que habla alguna lengua indígena la que mejor explica la pérdida de bosque con un coeficiente estanda-

rizado de 0.5717. La población analfabeta tiene el mismo sentido aunque su coeficiente estandarizado es menor (0.2283).

El resultado anterior confirma el supuesto de algunos autores que señalan los aspectos demográficos como una de las causas de la degradación de este tipo de recursos (Meyer y Turner, 1992). Por otro lado, el valor del coeficiente estandarizado de los ejidos que tienen actividades de tipo forestal (-0.2268) indica que la pérdida de bosque es menor en estas superficies.

Lo anterior podría ir en contra de lo que se puede intuir, incluso ser contradictorio, sin embargo, no lo es. Estas áreas por lo regular son manejadas por ejidatarios y técnicos forestales por lo que es probable que tengan algún manejo forestal sustentable. Al respecto, Bray *et al.* (2007) ofrecen una excelente recopilación de este tipo de prácticas sustentables en paisajes forestales en diversas regiones de México. El trabajo de estos autores ofrece una oportunidad para conocer y analizar las dimensiones y las características únicas del manejo forestal comunitario mexicano.

En los modelos aplicados al bosque de coníferas y al bosque de latifoliadas la variable población que habla alguna lengua indígena resultó estadísticamente significativa, lo que indica que la pérdida de este tipo de bosques está de alguna manera inducida por la presencia de esta población. Sin embargo, hay que tomar en consideración que los R^2 de estos modelos son muy bajos (0.20 y 0.08, respectivamente), inclusive el R^2 del bosque de latifoliadas se podría considerar como despreciable, por lo que suponer que este factor es determinante en la de-

Tabla 5. Transiciones sistemáticas en términos de pérdidas

Transición sistemática	Vr	Ve	Vr-Ve	Vr-Ve / Ve	Interpretación de la transición sistemática
Bosque de coníferas en 1993 y agricultura de temporal en 2002.	5446.87	3596.51	1850.35	0.51	Cuando el bosque de coníferas pierde, lo sustituye la agricultura de temporal.
Bosque de coníferas en 1993 y pastizal en 2002.	2056.25	1500.27	555.97	0.37	Cuando el bosque de coníferas pierde, lo sustituye el pastizal.
Bosque de latifoliadas en 1993 y pastizal en 2002.	4265.62	2292.41	1973.20	0.86	Cuando el bosque de latifoliadas pierde, lo sustituye el pastizal.
Bosque mesófilo de montaña en 1993 y agricultura de riego en 2002.	68.75	48.10	20.64	0.42	Cuando el bosque mesófilo de montaña pierde, lo sustituye la agricultura de riego.
Bosque mesófilo de montaña en 1993 y agricultura de temporal en 2002.	260.93	151.31	109.62	0.72	Cuando el bosque mesófilo de montaña pierde, lo sustituye la agricultura de temporal.
Bosque mixto en 1993 y agricultura de temporal en 2002.	9179.68	6948.07	2231.61	0.32	Cuando el bosque mixto pierde, lo sustituye la agricultura de temporal.
Bosque mixto en 1993 y pastizal en 2002.	3468.75	2898.36	570.38	0.22	Cuando el bosque mixto pierde, lo sustituye el pastizal.
Selva baja caducifolia en 1993 y pastizal en 2002.	2292.19	693.57	1598.62	2.30	Cuando la selva baja caducifolia pierde, lo sustituye el pastizal.
Agricultura de riego en 1993 y asentamientos humanos en 2002.	1295.31	312.13	983.18	3.15	Cuando la agricultura de riego pierde, lo sustituyen los asentamientos humanos.
Agricultura de temporal en 1993 y asentamientos humanos en 2002.	207.81	65.35	142.46	2.18	Cuando la agricultura de temporal pierde, lo sustituyen los asentamientos humanos.
Otros tipos de vegetación en 1993 y asentamientos humanos en 2002.	240.63	9.39	231.24	24.63	Cuando otros tipos de vegetación pierden, los sustituyen los asentamientos humanos.
Áreas sin vegetación aparente en 1993 y asentamientos humanos en 2002.	118.75	15.05	103.70	6.89	Cuando las áreas sin vegetación aparente pierden, los sustituyen los asentamientos humanos.
Vr = Valor real					
Ve = Valor esperado					

Tabla 6. Transiciones sistemáticas en términos de ganancias

Transición sistemática	Vr	Ve	Vr-Ve	Vr-Ve / Ve	Interpretación de la transición sistemática
Pastizal en 1993 y bosque de coníferas en 2002.	3317.19	1003.84	2313.35	2.35	Cuando el bosque de coníferas gana reemplaza al pastizal.
Pastizal en 1993 y bosque de latifoliadas en 2002.	2654.69	1281.95	1372.74	1.70	Cuando el bosque de latifoliadas gana reemplaza al pastizal.
Pastizal en 1993 y bosque mixto en 2002.	3131.25	2880.21	251.03	0.09	Cuando el bosque mixto gana reemplaza al pastizal.
Agricultura de temporal en 1993 y bosque mesófilo de montaña en 2002.	76.56	39.80	36.76	0.92	Cuando el bosque mesófilo de montaña gana reemplaza a la agricultura de temporal.
Agricultura de temporal en 1993 y bosque mixto en 2002.	8712.50	5765.20	2947.29	0.51	Cuando el bosque mixto gana reemplaza a la agricultura de temporal.
Pastizal en 1993 y agricultura de temporal en 2002.	43985.94	17624.62	26361.32	1.50	Cuando la agricultura de temporal gana reemplaza al pastizal.
Pastizal en 1993 y agricultura de riego en 2002.	6739.06	2866.33	3872.74	1.35	Cuando la agricultura de riego gana reemplaza al pastizal.
Vr = Valor real					
Ve = Valor esperado					

Tabla 7. Modelos de regresión lineal múltiple

Variables	Total de Bosque n=76 Coef. Est.	Sig.	Bosque de Coníferas n=50 Coef. Est.	Sig.	Bosque de Latifoliadas n=48 Coef. Est.	Sig.	Bosque Mixto n=46 Coef. Est.	Sig.
Intercepto		0.0573		0.0070		0.0960		0.0600
CPobAn	0.2283	0.0122						
CPobInd	0.5717	0.0000	0.4530	0.0009	0.2964	0.0407		
CEjAcFo	-0.2268	0.0133						
CPom1sal							0.3752	0.0048
CSupNoPar							0.4128	0.0021
R2	0.4411		0.2055		0.0878		0.3172	
La significancia estadística es de p:< 0.05								

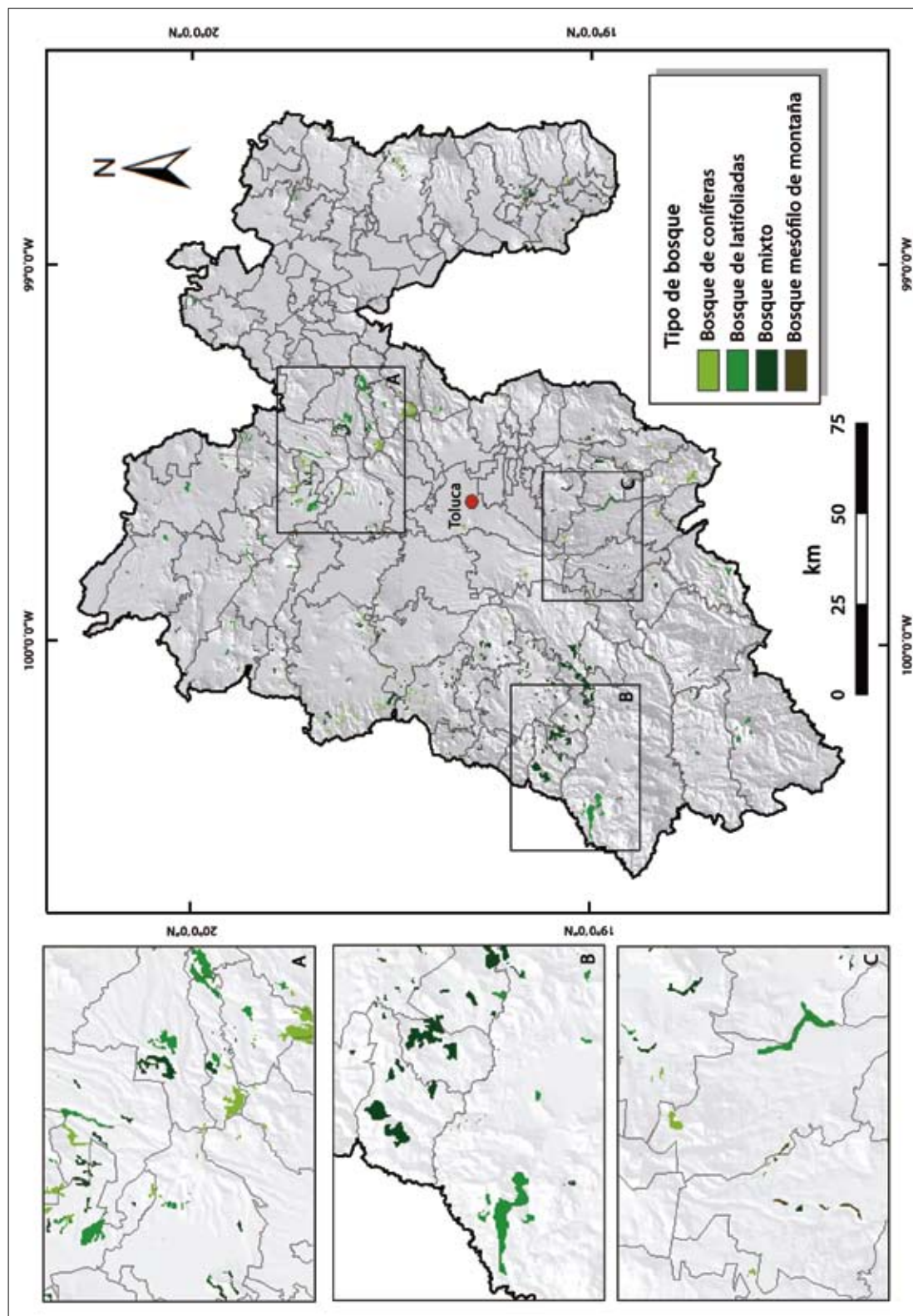


Figura 4. Zonas de pérdida de bosques ocurridos entre 1993 y 2002.

gradación de estos bosques no sería muy correcto. Por su parte, el modelo de regresión aplicado al bosque mixto arrojó dos variables estadísticamente significativas. La población que gana menos de un salario mínimo tiene un coeficiente estandarizado de 0.3752 y expone que la pérdida de los bosques mixtos en el Estado de México está relacionada con la población que tiene esta condición salarial. Por su parte, el coeficiente de la variable superficie no parcelada para su explotación agrícola (0.4128) revela qué pérdida del bosque mixto tiene alguna relación con el avance de la frontera agrícola.

Los modelos aplicados muestran las variables socioeconómicas a nivel municipal que más inciden en la pérdida de bosques en el Estado de México, destacando los factores demográficos como causa principal. Si se analizan de manera conjunta los modelos de regresión, se puede apreciar que la población con elevados índices de marginalidad es la que influye de manera positiva en la pérdida de bosques, sobre todo la población de habla indígena, y es de suponer que este tipo de población tiene el mayor índice de analfabetismo y los salarios más bajos del Estado de México. A pesar de lo anterior, algunos autores consideran muy simplista la ecuación donde se establece que a mayor crecimiento de la población mayor pérdida de bosque (Agrawal, 1995; Bocco *et al.*, 2001). No obstante, los resultados de este trabajo demuestran que esta relación aunque simple es real, si bien es cierto que hacen falta estudios más detallados y a escalas mayores para entender y comprender mejor estas relaciones que por sí mismas son complejas.

b) Modelos de regresión logística

Para estudiar las variables de tipo físico-geográfico y de proximidad a nivel de píxel se realizaron cinco modelos de regresión logística, uno para cada tipo de bosque y otro para el total de bosque (Tabla 8).

La variable distancia a zonas urbanas presenta un coeficiente positivo, lo que indica que no hay gran pérdida de bosque en áreas próximas a estas zonas (Figura 5c). El coeficiente de la variable distancias a vías es negativo, es decir, a mayor distancia menor pérdida de masa forestal, lo cual es indicativo de que la acción de las vías aún influye en los procesos de deforestación en el Estado de México (Figura 5d). Por otra parte, en zonas con fragilidad ecológica la pérdida de la masa forestal aumenta, lo que quiere decir que en las zonas más frágiles de los ecosistemas del Estado de México se está presentando degradación forestal, algo que resulta ecológicamente insostenible.

De igual forma cuando la variable pendiente aumenta cinco grados disminuye la pérdida de bosque (Figura 6a), cuando la precipitación aumenta 100 mm, también tiende a existir pérdida de bosque, sin embargo, en este caso se observa una pérdida menor alrededor de los 900 mm y en los 1 100 mm (Figura 6b). La variable altitud presentó un comportamiento anómalo que no permitió explicar claramente algún proceso de deforestación.

En el modelo del bosque de coníferas todos los coeficientes de las variables de proximidad resultaron negativos, incluyendo la distancia a zonas urbanas. Esto indica que en algunas zonas en particular la expansión urbana se da a expensas de este

Tabla 8. Modelos de regresión logística

Variables	Modelos									
	Total de bosque		Bosque de coníferas		Bosque de latifoliadas		Bosque mesófilo		Bosque mixto	
	Coeficiente	OR	Coeficiente	OR	Coeficiente	OR	Coeficiente	OR	Coeficiente	OR
Intercepto	4.12585520	61.92	-2.74309470	0.06	1.27254514	3.57	-3.75407600	0.02	2.80566887	16.54
Dist_agrícola	-0.35347663	0.70	-0.48870208	0.61	-0.12101129	0.89	-1.17203746	0.31	-0.52465599	0.59
Dist_locma	-0.14420917	0.87	-0.16489563	0.85	0.08109738	1.08	0.09289165	1.10	0.15332912	1.17
Dist_urbano	0.00003320	1.00	-0.00000874	1.00	-0.00000532	1.00	-0.00023364	1.00	0.00006757	1.00
Dist_vías	-0.15043474	0.86	-0.11477237	0.89	-0.22505449	0.80	0.14147752	1.15	-0.05748665	0.94
Fra_ecológica	0.21040256	1.23	-0.06506732	0.94	0.24171232	1.27	0.04497689	1.05	0.31260997	1.37
Precipitacion	-0.00112453	1.00	-0.00000831	1.00	-0.00186568	1.00	0.00464458	1.00	-0.00033755	1.00
Pendiente	-0.04235297	0.96	-0.01828476	0.98	-0.02750353	0.97	-0.09172797	0.91	-0.06619020	0.94
Altitud	-0.00053803	1.00	0.00147949	1.00	-0.00063659	1.00	-0.00034607	1.00	-0.00063701	1.00
ROC	0.7315		0.7866		0.7388		0.9113		0.8012	

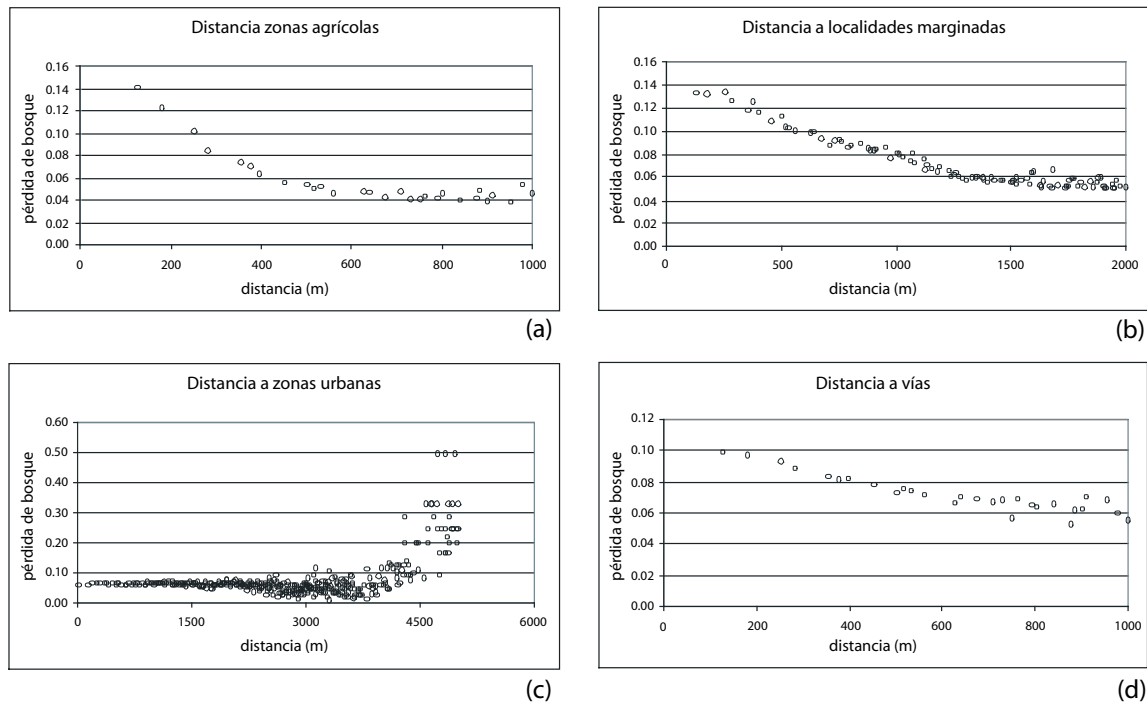


Figura 5. Variables de proximidad del modelo total de bosque.

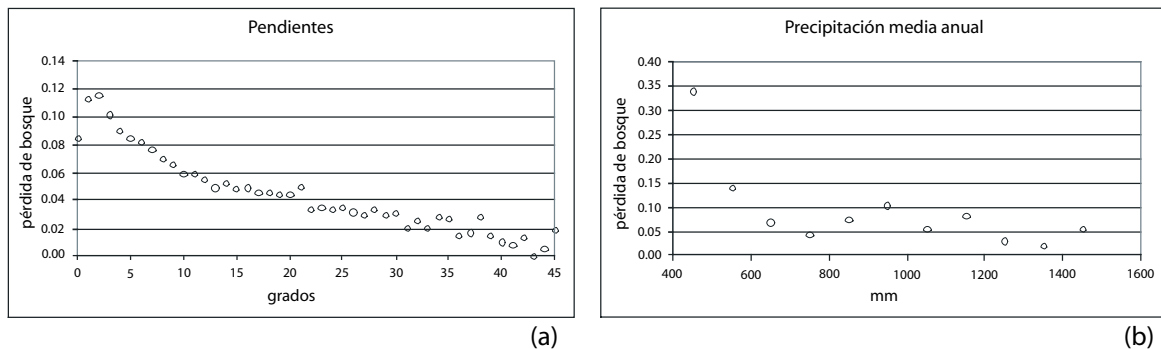


Figura 6. Variables físico-geográficas del modelo total de bosque.

tipo de bosques. Las áreas del municipio de Valle de Bravo al oeste del estado es un ejemplo de lo anterior. Algunas zonas montañosas que se ubican entre los valles de México y Toluca presentan también esta característica.

El coeficiente de la variable fragilidad ecológica es negativo, lo que es de esperarse ya que los bosques de coníferas son uno de los ecosistemas más protegidos en el Plan de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México (GEM, 1999).

La precipitación y la pendiente se muestran similares al anterior modelo, no así la altitud, cuya relación ha cambiado de sentido, es decir, conforme aumenta la altitud, aumenta la pérdida de bosque. Esto se debe a que los bosques de coníferas se ubican en las mayores altitudes que tiene el Estado de México (alrededor de los 3 000 msnm).

En cuanto al modelo aplicado al bosque de latifoliadas, las variables de proximidad muestran coeficientes negativos con excepción de la distancia

a localidades marginadas que es positivo, lo que indica que este tipo de bosque en particular no sufre pérdidas en áreas cercanas a este tipo de localidades.

La fragilidad ecológica muestra un sentido positivo, que demuestra la influencia de este factor en el proceso de deforestación. Los coeficientes de las variables precipitación, pendiente y altitud mantienen un sentido negativo como en el modelo anterior.

Los resultados del modelo del bosque mesófilo de montaña muestran que cuando aumenta en una unidad la distancia a zonas agrícolas y la distancia a zonas urbanas, la pérdida de bosque disminuye, lo que quiere decir que las pérdidas de bosque mesófilo de montaña se dan en zonas próximas a estas áreas, sobre todo en las primeras, ya que la fuerza de la relación con la variable dependiente es mayor.

Los valores de los coeficientes de la distancia a localidades marginadas y distancia a vías tienen un sentido positivo. Un aumento en una unidad de estas distancias aumenta la pérdida de bosque mesófilo, lo que revela que la deforestación ya no se da en las cercanías de estas localidades ni cerca de las carreteras. Este tipo de bosques se encuentra en laderas montañosas y barrancas de poca accesibilidad, por lo que se presume sea el motivo de que la deforestación se dé a mayores distancias en estas variables.

La variable fragilidad ecológica presenta nuevamente un coeficiente positivo, lo que indica que estas zonas son propensas a sufrir pérdida de este tipo de bosque. Los coeficientes de la pendiente y altitud se mantienen negativos. No obstante la precipitación tiene un sentido positivo, lo que quiere decir que conforme aumenta la precipitación, es mayor la pérdida de bosque. Esto se debe a que este tipo de bosques se encuentra protegido de los vientos y de la excesiva insolación, formando neblinas durante todo el año que provocan mayor precipitación y lo mismo sucede en las áreas de barrancas donde existen mayores condiciones de humedad.

El modelo del bosque mixto presenta valores negativos en sus coeficientes de distancia a zonas agrícolas y distancia a vías, lo que significa que cuando aumenta la distancia de estas variables, disminuye la pérdida de bosque, es decir, también sucede el fenómeno de la expansión de la frontera

agrícola en este caso a costa del bosque mixto. Asimismo, los valores de los coeficientes de la distancia a localidades marginadas y distancia a zonas urbanas son positivos. Un aumento en una unidad de estas distancias aumenta la pérdida de bosque, lo que revela que la deforestación no se da en las cercanías de estas localidades ni próximas a las zonas urbanas.

La fragilidad ecológica tiene un coeficiente positivo, lo que sigue demostrando su gran influencia en la pérdida de bosque. Las variables precipitación, pendiente y altitud mantienen sus coeficientes negativos como se observa en el modelo conjunto, que tal y como se ha demostrado en el apartado de total de bosque, éste y el bosque mixto mantienen una estrecha relación en estas tres variables.

Finalmente, para contrastar la capacidad explicativa se utilizó el parámetro ROC. Los resultados obtenidos no difieren mucho entre los modelos, excepto en el bosque mesófilo de montaña, el cual presenta el valor más alto (0.9113). Lo anterior significa que la pérdida de este tipo de bosque está muy bien explicada por las ocho variables independientes. Lo mismo sucede con el bosque mixto que tiene un valor de 0.8012. Por su parte, el bosque de latifoliadas y el de coníferas presentan valores ROC similares (0.7388 y 0.7866, respectivamente), no siendo valores muy altos, pero sí significativos. El modelo conjunto tiene un valor de 0.7315, lo que indica un buen ajuste de los datos. La Figura 7 muestra las curvas ROC de cada uno de los modelos generados y las curvas teóricas a modo de comparación. En ellas se aprecia claramente el mejor ajuste del bosque mesófilo de montaña y en menor medida el modelo conjunto.

CONCLUSIONES

El análisis revela que en un periodo de nueve años el Estado de México perdió 3 836 ha de bosque de coníferas, 7 295 ha de bosque de latifoliadas, 309 ha de bosque mesófilo de montaña y 2 250 ha de bosque mixto, sumando un total de 13 691 ha de pérdida de estas coberturas. Se destaca la metodología de Pontius *et al.*, (2004), que contribuyó a entender el intercambio y las transiciones sistemá-

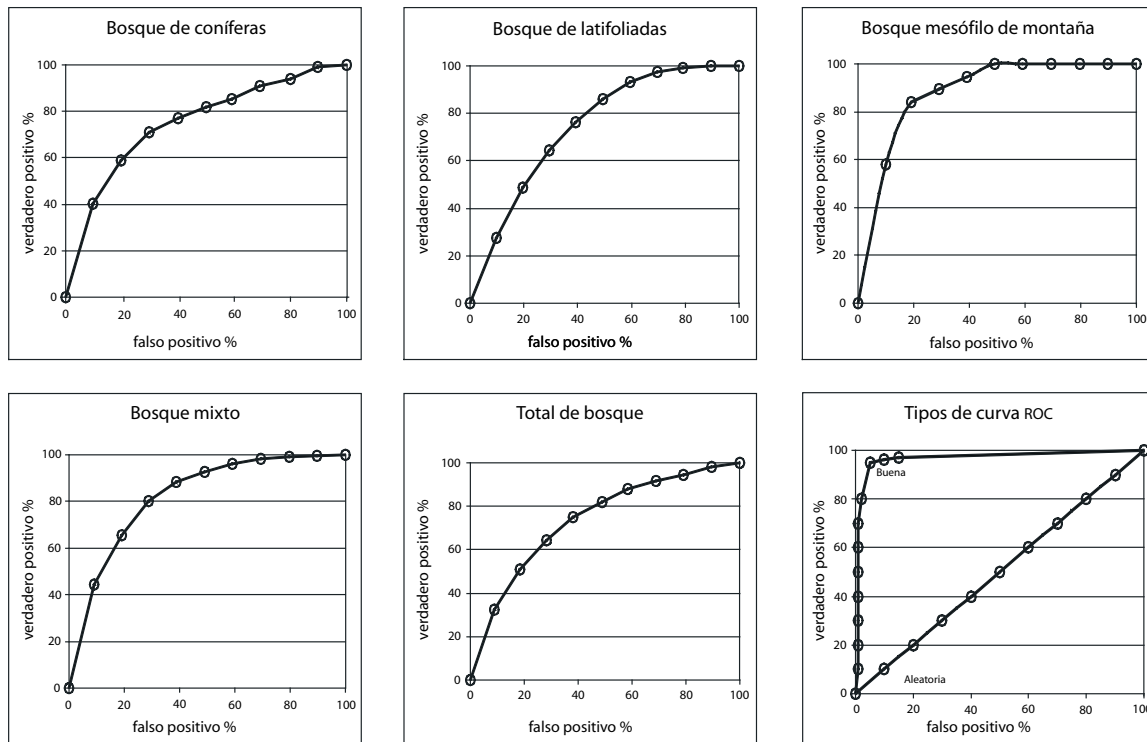


Figura 7. Curvas ROC de los modelos de regresión logística.

ticas más significativas de las cuatro categorías de bosque. De igual manera es importante señalar la relativa facilidad con la que esta metodología puede ser aplicada en el módulo *Land Change Modeler* de IDRISI Andes. Los resultados demuestran que los bosques templados del Estado de México están sufriendo procesos de deforestación y en algunos casos recuperación de los mismos. Por lo que es trascendental realizar estudios a mayor detalle que ayuden a describir y explicar el grado de deterioro o recuperación relativo a cada categoría forestal.

En cuanto al análisis de los factores que presentan relación con el proceso de la deforestación en todos los modelos de regresión lineal múltiple, destaca la población que habla alguna lengua indígena, sin embargo, lo anterior no es suficiente para concluir que los procesos de deforestación en el Estado de México se deban sólo a esta variable. Prueba de ello son los valores de los coeficientes de determinación (R^2) que arrojan los modelos de regresión, lo que muestra, salvo el primer modelo, un bajo porcentaje de explicación de este fenó-

meno. Estos resultados señalan que estos procesos no pueden explicarse únicamente con este tipo de variables, ya que las causas que lo provocan son aún más complejas. Por otra parte, los modelos de regresión logística arrojaron valores ROC aceptables. En todos los modelos se observa que las pérdidas se dan en áreas boscosas más próximas a las zonas agrícolas, lo que de alguna manera confirma el fenómeno de la expansión agrícola. La variable fragilidad ecológica tiene una actuación muy similar en todos los modelos, lo anterior revela que la pérdida de bosque se presenta en áreas con alta fragilidad ecológica.

Con la aplicación de los modelos de regresión lineal múltiple y los de regresión logística se confirma la importancia y la utilidad del uso de variables socioeconómicas a nivel municipal y de variables ambientales a nivel de píxel. Sin embargo, se deben explorar mecanismos para sortear problemas como la pérdida de información debido a la agregación, la autocorrelación espacial, la reexpresión de variables estadísticas, entre otras. Lo anterior y el uso de los

SIG servirán para conocer y explicar de manera holística la pérdida de la masa forestal, intentando aproximarnos un poco más a la realidad geográfica de este tipo de procesos, donde la interrelación de factores físicos y humanos se presenta de manera conjunta.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo se elaboró con datos en formato digital de vegetación y uso del suelo de 1993 y 2002 cedidos por el INEGI. Asimismo, el primer autor agradece a la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM) y al Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) por el apoyo financiero recibido para realizar estudios de Doctorado en la Universidad de Alcalá, España. Por su parte, Montserrat Gómez y Joaquín Bosque agradecen la financiación recibida del proyecto SIMURBAN (referencia SEJ2007-66608-C04-01) para realizar su actividad.

REFERENCIAS

- Agrawal, A. (1995), "Population pressure resource degradation: an oversimplistic equation?", *Unasylva*, 46(2), pp. 50-58.
- Aguilera, B. F. (2006), "Predicción del crecimiento urbano mediante sistemas de información geográfica y modelos basados en autómatas celulares", *GeoFocus*, núm. 6, pp. 81-112.
- Alonso P. F., A. Ruiz Luna, J. Turner, C. Berlanga Robles and J. Mitchelson (2003), "Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico", *Ocean and Coastal Management*, no. 46, pp. 583-600.
- Benito de Pando, B. y J. Peñas de Giles (2007), "Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica", *GeoFocus*, núm. 7, pp. 100-119.
- Bocco, G. y M. Mendoza (1999), *Evaluación de los cambios de la cobertura vegetal y uso del suelo en Michoacán (1975-1995). Lineamientos para la ordenación ecológica de su territorio*, Programa SIMORELOS-CONACYT, Informe Técnico, Departamento de Ecología de los Recursos Naturales, Instituto de Ecología- Morelia, UNAM, Morelia.
- Bocco, G., M. Mendoza y O. Masera (2001), "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 44, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 18-38.
- Bosque, J. (1997), *Sistemas de Información Geográfica*, 2ª. Edición, Rialp, Madrid.
- Bosque, J. y A. Moreno (1994), *Prácticas de análisis exploratorio y multivariante de datos*, Oikos Tau, Barcelona.
- Braimoh, A. K. (2006), "Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, no. 113, pp. 254-263.
- Bray, D. B., L. Merino y D. Barry (eds.; 2007), *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*, INE-SEMARNAT, México [http://www.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=532].
- Castillo, S., M. A. García-Gil, G. March, I. J. Fernández, J. C. Valencia, E. M. Osorio y A. Flamenco (1998), *Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final*, El Colegio de la Frontera Sur-Fondo Mundial para la Naturaleza WWF México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Cortina, V. S., P. Macario y Y. Ogneva-Himmelberguer (1998), "Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 38, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 41-56.
- Draper, N. R. and H. Smith (1981), *Applied Regression Analysis*, John Wiley and Sons, USA.
- Ebdon, D. (1982), *Estadística para Geógrafos*, Oikos Tau, Barcelona.
- Eastman, R. (2006), *IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing*, Clark Labs., Worcester, MA. USA.
- Franco, M. S., H. H. Regil García y J. A. B. Ordoñez (2006), "Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca", *Madera y Bosques*, 12(1), pp. 17-28.
- García, N. H., J. López, R. Moreno, M. Villers y R. García (2000), "Delimitación y caracterización de las tierras con uso inadecuado para la agricultura en el distrito de desarrollo rural 004, Celaya, Guanajuato", *Terra*, vol. 18, núm. 1.
- Geist, H. J. and E. F. Lambin (2001), *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence*, Louvain-la-Neuve, LUCC International Project Office: 116, Belgium.

- Geoghegan, J., S. Cortina, P. Klepeis, P. Macario, Y. Ogneva-Himmelberger, R. Roy Chowdhury, B. L. Turner II and C. Vance (2001), "Modeling tropical deforestation in the southern Yucatán peninsular region: comparing survey and satellite data", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, no. 85, pp. 25-46.
- GEM (1993), *Panorámica Socioeconómica del Estado de México*, Secretaría de Finanzas y Planeación, Toluca, México.
- GEM (1999), *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México*, Secretaría de Ecología, Toluca, México.
- INEGI (1990), *XI Censo General de Población y Vivienda 1990 del Estado de México*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- INEGI (2000), *XII Censo General de Población y Vivienda 2000 del Estado de México*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México [cd-rom].
- INEGI (1991), *VII Censo Ejidal del Estado de México*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- INEGI (2001), *VIII Censo Ejidal del Estado de México*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México [cd-rom].
- INEGI (2005), *Conteo de Población y Vivienda del Estado de México*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México [cd-rom].
- Isaac-Márquez, R., B. De Jong, A. Eastmond, S. Ochoa-Gaona y S. Hernández (2005), "Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso del suelo en el oriente de Tabasco, México", *Universidad y Ciencia*, vol. 21, núm. 42, pp. 56-72.
- Kummer, D. M. and B. L. Turner (1994), "The human causes of deforestation in Southeast Asia", *BioScience*, no. 44, pp. 5323-5328.
- Lambin, E. F. (1997), *Modelling deforestation processes: a review tropical ecosystem environment observations by satellites*, European Commission Joint Research Centre- Institute for Remote Sensing Applications-European Space Agency, Luxembourg, TREE Series B., Research Report No. 1.
- Lambin, E. F., N. Baulies, G. Bockstael, T. Fisher, R. Krug, E. F. Lemmans, R. R. Moran, Y. Rindfuss, D. Sato, B. L. Skole, Turner II and C. Vogel (1999), *Land use and land cover change implementation strategy*, IGBP report, 48, IHDP, report 10, Estocolmo.
- Mahar, D. and R. Scheneider (1994), "Incentives for tropical deforestation: some examples from Latin America", in Brown, K. and D. Pearce (eds.), *The causes of tropical deforestation*, University College London Press, London, pp. 56-78.
- Mas, J. F., V. Sorani y R. Álvarez (1996), "Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. esp. 5, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 43-57.
- Mas, J. F. et H. Puig (2001), "Modalités de la déforestation dans le Sud-Ouest de l'état du Campeche, Mexique", *Canadian Journal of Forest Research/Journal Canadien de Recherche forestière*, 31, pp. 1280-1288.
- Mas, J. F., H. Puig, J. L. Palacio y A. Sosa (2003), "Un modelo espacial de riesgo de deforestación", *Anais XI SBSR*, Belo Horizonte, Brasil, pp. 1357-1363 [cd-rom].
- Mendoza, E. and R. Dirzo (1999), "Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot", *Biodiversity and Conservation*, 8, Netherlands, pp. 1641.
- Meyer, W. B. and B. L. Turner (1992), "Human population growth and global land-use/cover change", *Annual Review of Ecology and Systematics*, no. 23, pp. 39-61.
- Nagendra, H., D. K. Munroe and J. Southworth (2004), "From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, no. 101, pp. 111-115.
- Orozco, H. E., V. Peña, R. Franco y N. Pineda (2004), "Atlas Agrario Ejidal del Estado de México", *Cuadernos de Investigación*, núm. 34, UAEM, Toluca, México.
- Palacio, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takaki, A. Victoria, L. Luna, G. Gómez, J. López, M. Palma, I. Trejo, A. Peralta, J. Prado, A. Rodríguez, R. Mayorga y F. González (2000), "La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 43, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 183-203.
- Plata, R.W. (2007), *Descripción del crecimiento urbano en la comunidad de Madrid en el periodo 1987-2000 y una aproximación al análisis de factores explicativos*, Tesis de Doctorado en Cartografía, SIG y Teledetección, Universidad de Alcalá.
- Pontius, R. G., E. Shusas and M. McEachern (2004), "Detecting important categorical land changes while accounting for persistence", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101(2-3), pp. 251-268.
- Ramírez, M. I. y R. Zubieta (2005), *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*, Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca, México.

- Reyes, H. H., S. Cortina, H. Perales, E. Kauffer y J. M. Pat-Fernández (2003), "Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 51, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 88-106.
- Rosero-Bixby, L. and A. Palloni (1998), "Population and deforestation in Costa Rica", *Population and Environment*, vol. 20(2), pp.149-185.
- Serra, P. D., D. Sauri and X. Pons (2003), *Modelling land cover and land use changes and their driving forces with regression methods. Combining spectral, socioeconomic and biophysical factors*, Framing Land Use Dynamics Faculty of Geographical Sciences, Utrecht University, The Netherlands.
- Soares-Filho, B. S., G. Coutinho and C. Lopes (2002), "DINAMICA a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier", *Ecological Modelling*, no. 154, pp. 217-235.
- Southgate, D. and M. Basterrechea (1992), "Population Growth, Public Policy, and Resource Degradation: the Case of Guatemala", *Ambio*, 21:7, pp. 460-464.
- Skole, D. L., H. Chomentowski, W. A. Salas and A. D. Nobre (1994), "Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia", *BioScience*, no. 44, 5, pp. 314-322.
- Velázquez, A., J. F. Mas, G. J. Díaz, S.R. Mayorga, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. L. Palacio (2002), "Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México", *Gaceta Ecológica*, núm. 62, INE, México, pp. 21-37.
- Walter, B. and W. Steffen (1997), "The terrestrial biosphere and global change: implications for natural and managed ecosystems", A synthesis of GCTE and related research, IGBP Science 1, Int. Geosph.-Biosph. Program., Stockholm.
- Yang, X. and C. P. Lo (2002), "Using a time series of satellite imagery to detect land use and land cover changes in the Atlanta, Georgia metropolitan area", *Int. J. Remote Sensing*, 23(9), pp. 1775-1798.

Pineda Jaimes, N.B., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. y Franco Plata R. (En prensa). “Análisis de los factores inductores de los cambios ocurridos en la superficie forestal del Estado de México en el período 1993 – 2000”, Boletín de la AGE

ANÁLISIS DE LOS FACTORES INDUCTORES DE LOS CAMBIOS OCURRIDOS EN LA SUPERFICIE FORESTAL DEL ESTADO DE MÉXICO EN EL PERÍODO 1993 – 2000

Noel Bonfilio Pineda Jaimes¹
Joaquín Bosque Sendra²
Montserrat Gómez Delgado²
Roberto Franco Plata¹

¹Facultad de Geografía .Universidad Autónoma del Estado de México

²Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá

El objetivo del trabajo es conocer y relacionar las causas que han inducido la pérdida de la superficie forestal en el estado de México. Para realizar el análisis se emplea la regresión lineal múltiple utilizando como variables independientes información a nivel municipal, así como la regresión logística para analizar a nivel de píxel la influencia que tienen algunos factores sobre la pérdida de la masa forestal.

Palabras clave: Regresión lineal, regresión logística, Estado de México

TITLE IN ENGLISH

Analysis of factors inducing changes on forests areas in Mexico State in the period 1993-2000

ABSTRACT

The goal of this paper is to relate the causes inducing forest surface loss in Mexico State. Two methods are used: Multiple linear regression for variables at the municipal level, and Logistic regression for variables at pixel level.

Keywords: Lineal regression, logistic regression, Mexico State.

I. INTRODUCCIÓN

El análisis de los cambios de la ocupación y uso del suelo en cualquier territorio conlleva comprender como interactúan los diversos factores socioeconómicos y biofísicos que en él se encuentran. En el caso de las superficies boscosas, ya sean tropicales o templadas, los cambios se deben a diversas causas y factores (Lambin, 1997; Bocco *et al.*, 2001). Los impactos más evidentes provocados por estas transformaciones del territorio se manifiestan con mayor regularidad en el clima, la hidrología y en la calidad de los suelos, la carencia de alimentos, el riesgo a enfermedades y la pérdida de la biodiversidad (Chhabra *et al.*, 2006).

El estudio de estos temas no es reciente, pero en los últimos años los estudios sobre sostenibilidad ambiental han provocado que recobre su importancia. Un ejemplo es el proyecto LUCC (*Land-Use and Land Cover Change*) que desde hace más de una década ha contribuido de manera relevante al estudio de las causas y efectos del cambio de la ocupación y uso del suelo, entre ellos la deforestación (Lambin y Geist, 2006).

Las causas que inducen estos cambios se subdividen generalmente en dos grupos: a) causas directas y b) causas indirectas. Las causas directas son actividades y acciones que afectan de manera inmediata al uso del suelo, por ejemplo, la extracción de madera o la construcción de caminos. Mientras que las causas indirectas son factores fundamentales que sostienen las causas directas como los factores demográficos, económicos, tecnológicos, institucionales y culturales (Geist y Lambin 2001; Verburg *et al.*, 2004).

En la actualidad existen numerosas técnicas empíricas para explorar, explicar y predecir los cambios de la ocupación y uso del suelo, como el análisis exploratorio de datos, el análisis de regresión, estadísticas bayesianas y redes neuronales artificiales (Lesschen *et al.*, 2005). En el caso de los procesos de deforestación, estas técnicas generalmente son usadas para modelar y cuantificar la magnitud de las relaciones entre los factores inductores y la pérdida de la superficie forestal.

En los últimos años la deforestación y alteración de los ecosistemas forestales ha sido preocupante en numerosas regiones de México, lo que ha provocado que diversos sectores en el país se vean involucrados en tareas de evaluación y análisis de este fenómeno. No obstante, algunos reconocen la enorme complejidad que representa estudiar las causas y orígenes de estos procesos (Merino y Segura, 2002). El estado de México no está exento de esta problemática, por ello en el presente trabajo se aplican dos métodos de análisis cuantitativo para comprender los procesos que han provocado la pérdida de la superficie forestal en el estado de México, entendidos éstos como una compleja interacción de factores biofísicos, socioeconómicos, culturales y políticos.

Por lo anterior, este estudio tiene como objetivo principal conocer y relacionar las causas y los factores que han inducido la pérdida de la superficie forestal del estado de México durante el período 1993-2000. Para lograr alcanzar este objetivo se plantean los siguientes objetivos específicos: (1) estimar y ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para cada una de las coberturas forestales, (2) estimar y ajustar un modelo de regresión logística para cada una de las coberturas forestales, y (3) analizar los resultados de estos modelos de regresión, como una forma de comparar dos unidades de observación espacial diferentes.

II. ESTADO DE LA CUESTIÓN

En los últimos años, la forma de modelar el fenómeno de la deforestación y sus causas ha cobrado gran importancia. Existen numerosas formas de analizar el problema, desde el tipo de modelo, las variables independientes más adecuadas y sobre todo la escala o unidad de análisis. Es claro que según el nivel en que se realice se podrán resolver distintas interrogantes. Para Kaimowitz y Angelsen (1998) las principales escalas utilizadas en los modelos se dividen en micro: individual, familiar y comunal; meso: municipal, estatal y regional; y macro: nacional y mundial.

Uno de los primeros trabajos realizados en México a nivel nacional es el de Deininger y Minten (1996), quienes estiman los efectos que tienen sobre la deforestación algunos factores como la pobreza, las políticas gubernamentales y la tenencia de la tierra. Utilizan información agregada de aproximadamente 2.400 municipios del país de 1980 y 1990. Para estimar el modelo se aplica un método de regresión por mínimos cuadrados ordinarios. Los resultados muestran que los créditos bancarios, los precios de la madera y los niveles de pobreza tienen una relación fuerte y positiva, mientras que la asistencia técnica, las áreas naturales protegidas y la población indígena tienen una relación negativa, resultando insignificante en el modelo la variable que valora la tenencia de la tierra.

Un trabajo más reciente es el de Alix-García (2007), que investiga los efectos que tiene la cooperación y la forma de organización en las comunidades de propiedad comunal sobre la deforestación. Considera como variable dependiente el cambio en la superficie boscosa de 1994 al 2000, expresada en el número de hectáreas y como porcentaje del área total del ejido. Utiliza modelos de regresión lineal múltiple con variables independientes de tipo económico, cooperación y biofísicas. Los resultados muestran que los precios de la madera y el tamaño del ejido tienen una relación fuerte y positiva, mientras que las variables de cooperación como la participación en las asambleas ejidales y la pendiente resultaron negativas.

Existen otros estudios a nivel nacional que utilizan sobre todo modelos de regresión logística, con variables independientes de tipo biofísico, de proximidad e institucionales. En estos trabajos parece ser que los factores más relacionados con la deforestación son la distancia a carreteras y el grado de protección legal donde se ubican los bosques (Chaves y Rosero, 2001; Mas *et al.*, 2002; Verburg *et al.*, 2004).

A un nivel más regional, Bocco *et al.* (2001) analizan los procesos de deforestación ocurridos en el estado de Michoacán, México. Utilizando algunas variables demográficas y económicas a nivel municipal elaboran un modelo de regresión múltiple, con el fin de estudiar los cambios ocurridos en la cobertura forestal entre 1973 y 1993. Los resultados de los modelos no son muy robustos, por lo que los autores concluyen que las hipótesis que sugieren cambios debido a presión demográfica o factores ligados a necesidades de subsistencia no operan a escala regional.

Por su parte, Pineda *et al.* (2009), utilizan técnicas de regresión multivariantes para analizar los procesos de deforestación ocurridos en el estado de México. No obstante la similitud en las técnicas estadísticas aplicadas, la fuente de los datos y el periodo de estudio son diferentes a los utilizados en el presente trabajo. Además, el número de variables empleadas es menor y no incluye en sus modelos a la selva baja caducifolia, categoría que ha presentado pérdida de superficie muy importante. En cuanto a los resultados, los modelos de regresión lineal múltiple sugieren que la población que habla alguna lengua indígena está relacionada con algún proceso de deforestación, pero el bajo porcentaje de explicación de los mismos indica que no es una variable concluyente para explicar este fenómeno. En los modelos de regresión logística se observa que las pérdidas se dan en áreas boscosas más próximas a las zonas agrícolas y en áreas con alta fragilidad ecológica.

De igual forma, Blackman *et al.* (2003) utilizan modelos de regresión múltiple para investigar cuáles son los factores biofísicos, socioeconómicos, institucionales y de proximidad que provocan la deforestación del bosque en zonas de café de sombra en la sierra sur de Oaxaca, México. El estudio intenta comprender las consecuencias de estos procesos antes y después de la crisis cafetalera ocurrida en 1993. Los resultados indican que los factores de proximidad y algunas variables relacionadas con la tenencia de la tierra expresan mejor los patrones de deforestación en la zona.

Un estudio realizado en la zona de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México, señala, a través de modelos de regresión logística, como algunas variables socioeconómicas y de financiamiento se comportan de forma diferente en ejidos que se ubican dentro y fuera de las áreas protegidas (Reyes *et al.*, 2003). Otro estudio en la misma zona, demuestra con un modelo de regresión múltiple como las variables independientes pueden tener un efecto distinto sobre los procesos de deforestación cuando se aplican en dos escalas diferentes (Chowdhury, 2006).

Es cierto que no sólo se han desarrollado modelos y metodologías para tratar de explicar los cambios de la cobertura forestal; también existen los que tratan de explicar los cambios ocurridos en otros usos y coberturas del suelo. Es el caso del trabajo de Isaac-Márquez *et al.* (2005), que analiza, mediante análisis de regresión múltiple, los factores que condicionan el uso del suelo y las implicaciones que tienen para la conservación de la selva en el oriente del estado de Tabasco, México. Con datos obtenidos a través de encuestas y de otras fuentes se demuestra que los factores biofísicos son los primeros condicionantes del uso del suelo a una escala regional, mientras que las políticas públicas, el mercado del ganado y la dinámica histórica del uso del suelo dirigen el proceso a una escala local.

Sandoval y Oyarzun (2004), determinan mediante un análisis de regresión logística la probabilidad de cambio de diferentes tipos de uso del suelo en una región de Chile. El trabajo concluye que las variables más correlacionadas con la ocurrencia del cambio de manera significativa son el tamaño de la propiedad, el uso actual y el uso potencial del suelo, mientras que las variables orientación, distancia a caminos y distancia a plantaciones forestales muestran una menor significación estadística.

Por su parte Pan *et al.* (2004) examinan los patrones espaciales del cambio de uso y cobertura del suelo a nivel de finca en la Amazonia ecuatoriana. Usando variables socioeconómicas, biofísicas y de accesibilidad desarrollaron un modelo de regresión lineal mixto generalizado. Los resultados del modelo indican que el rápido crecimiento de la población ha provocado una subdivisión importante de las parcelas, que su vez ha creado una mayor complejidad y fragmentación del paisaje.

Son muy escasos los estudios de cambio de ocupación y uso del suelo que utilizan dos unidades de observación espacial diferentes. Uno de ellos es el de Serra *et al.* (2005) quienes utilizan técnicas de regresión múltiple y de regresión logística como parte de una metodología para analizar la dinámica del paisaje. Los resultados encontrados en este trabajo mostraron que las variables más significativas son las biofísicas. Sin embargo, el trabajo advierte que el número de casos utilizados en la regresión múltiple puede provocar coeficientes sesgados, mientras que el principal problema detectado en la regresión logística es la elevada autocorrelación espacial que pueden presentar las variables de tipo socioeconómico.

Como el trabajo anterior, gran parte de los trabajos revisados utilizan al municipio como unidad de observación espacial, aunque también hay quien emplea el píxel como unidad de análisis. Por todo lo anterior, en este artículo se plantea la necesidad de utilizar ambos métodos de análisis como una forma de entender y comprender los procesos y factores que se relacionan con la pérdida de la cobertura forestal en el estado de México.

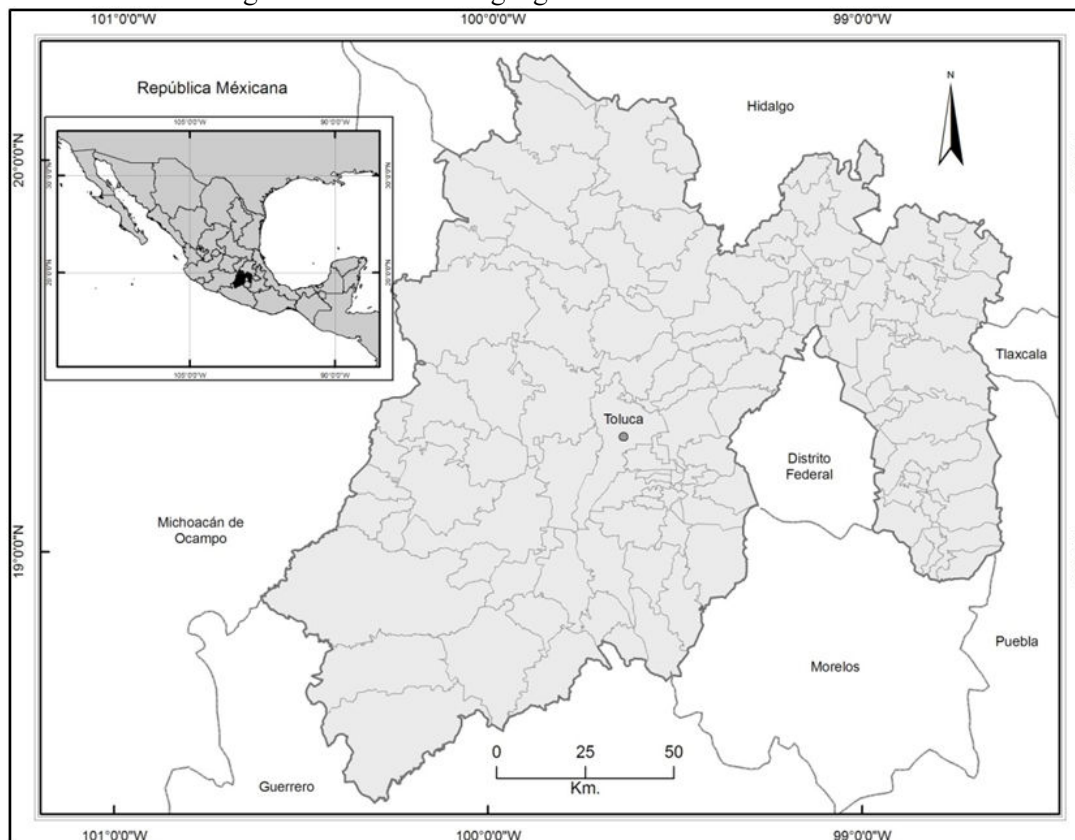
III. MATERIAL Y MÉTODOS

En el presente artículo se aplican dos de los métodos de análisis más utilizados en este tipo de estudios, según se deriva de la revisión realizada en el apartado anterior. En primer lugar se emplea la regresión lineal múltiple utilizando información socioeconómica y biofísica como variables independientes, todas ellas referidas al municipio como unidad de observación espacial. En segundo lugar se analizó la influencia de algunos factores que conducen la pérdida de la cobertura forestal, utilizando el píxel como unidad de observación espacial. Se estimaron modelos de regresión logística en función de una serie de características socioeconómicas y biofísicas.

1. Área de estudio

El estado de México se localiza entre los paralelos $18^{\circ} 21'$ y $20^{\circ} 17'$ de latitud Norte y los $98^{\circ} 35'$ y $100^{\circ} 36'$ de longitud Oeste, con una altitud promedio de 1.750 metros, lo que lo convierte en una de las regiones más elevadas del país (figura 1). Tiene una superficie de 22 774.97 km² que representa el 1.1% del total nacional (1993).

Figura 1. Localización geográfica del estado de México.



La zona de estudio tiene importantes recursos forestales constituidos principalmente por bosques templados, los cuales ocupan un 27% del total de la superficie estatal. Este tipo de bosques tiene una distribución variada ya que es posible encontrarlo en la parte centro, este y oeste del estado. Por su parte las selvas bajas se localizan en la parte suroeste, colindan con los estados de Guerrero y Michoacán y ocupan el 5% de la superficie estatal total.

En los últimos años, por desgracia, los bosques de la región estudiada han sufrido una disminución en su cobertura en beneficio de otras ocupaciones y usos del suelo, perdiendo con ello una gran parte de la capacidad protectora, reguladora y productiva que deberían tener.

Algunos datos de cambio de ocupación y uso del suelo indican que en un período de nueve años (1993-2002), se perdieron 13.690 ha de bosques templados y 2.129 ha de selva baja, mientras que las zonas agrícolas y los asentamientos humanos aumentaron 48.789 ha y 7.792 ha respectivamente (Pineda *et al.*, 2009).

Estos procesos de cambio, y en especial la deforestación, han tenido efectos negativos entre los que destacan: la degradación de los suelos, disminución de los mantos acuíferos al alterarse el ciclo del agua, pérdida de la biodiversidad y aparición de plagas en diversas zonas boscosas del estado (GEM, 1999). No deja de ser importante que en la actualidad el estado de México es la entidad más poblada del país, con 14 007 495 habitantes (de acuerdo con los datos del INEGI en 2005). Lo anterior se debe en gran parte al proceso de expansión que ha sufrido durante las últimas décadas la ciudad de México.

2. Los datos

En este trabajo se tomaron como base de referencia dos mapas digitales de uso y ocupación del suelo escala 1:250 000 cedidos oficialmente por el Instituto Nacional de Ecología (INE). La base cartográfica comprende un mapa de 1993 denominado serie II, elaborado por el INEGI, y otro mapa del año 2000 correspondiente al Inventario Nacional Forestal 2000 (IFN2000) elaborado por el propio INE en convenio con el Instituto de Geografía (IG) de la UNAM.

Las ventajas con respecto a la cartografía utilizada por Pineda *et al.* (2009), es la mejor calidad temática y geométrica, tanto de la serie II como de la cobertura IFN2000, así como una estrategia de compatibilidad entre cada base de datos para que pudieran ser comparables estadística y cartográficamente (Velázquez *et al.*, 2002). Sin embargo, una desventaja es que el período de estudio es más corto en el presente trabajo.

A diferencia de otros estudios revisados, en este trabajo se decidió realizar un análisis exploratorio de los datos y se resolvió utilizar como variables dependientes las pérdidas del bosque de coníferas, del bosque de latifoliadas, del bosque mixto, de la selva baja caducifolia y las pérdidas totales de bosque y selva en su conjunto. Las variables dependientes fueron transformadas a valores de porcentaje en proporción a los bosques y selvas de 1993. Se descartaron las pérdidas menores a 10 ha por considerarse irrelevantes para este estudio.

Para comprender cuáles son los principales factores que han incidido en el proceso de pérdida de bosques y selvas en la zona de estudio, se recopilaron datos estadísticos a nivel de municipio, por lo que se determinó desagregar la información en dos unidades espaciales: a nivel municipal y a nivel de píxel.

De acuerdo a la información obtenida se seleccionaron 80 variables potenciales que representarían los factores relacionados con la pérdida de cobertura forestal. Con estas variables se realizó análisis de correlación de *Pearson*, con el fin de medir la intensidad de la asociación entre las variables explicativas. Con este método finalmente se seleccionaron 38 variables no correlacionadas entre sí y con mayor poder explicativo.

Tomando en consideración estudios previos sobre el tema y la clasificación de Geist *et al.* (2006), se organizaron las variables en seis grandes grupos: a) socioeconómicas, b) tenencia de la tierra, c) disponibilidad de crédito y subsidios, d) producción forestal, e) biofísicas y f) proximidad (tabla 1). Si bien se buscó que las variables independientes estuvieran relacionadas con la mayor cantidad de factores, la limitación de información no permitió incluir factores relacionados con los aspectos tecnológicos.

Tabla 1. Descripción de las variables medidas a nivel municipal.

Variable	Descripción	Fuente
Socioeconómicas		
POBTOT	Variación de la población (1990 y 2000)	INEGI ¹
DENPOB	Densidad de población (1990 - 2000)	INEGI ¹
PHLIND	Variación de la población que habla alguna lengua indígena (1990 a 2000)	INEGI ¹
PEAPR	Variación de la población económicamente activa con actividades primarias (1990 a 2000)	INEGI ¹
VIULCC	Variación del número de viviendas que usan leña como combustible (1990 a 2000)	INEGI ¹
HOEUSA	Porcentaje de hogares con emigrantes en USA (1995)	INEGI ¹
INMARG	Índice de marginación municipal (1995)	ECM
Tenencia de la tierra		
SUPTOEJI	Variación en la superficie total de ejidos (1990 y 2000)	INEGI ²
EJIACAG	Variación del número de ejidos con actividades agrícolas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACGA	Variación del número de ejidos con actividades ganaderas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACRE	Variación del número de ejidos con actividades recreativas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACFO	Variación del número de ejidos con actividades forestales (1991 a 2001)	INEGI ²
SUPTICOM	Porcentaje de superficie de tierras con régimen social (1991)	INEGI ²
SUPTIPRIV	Porcentaje de superficie de tierras con régimen privado (1991)	INEGI ²
Disponibilidad de crédito y subsidio		
UPAGCREB	Porcentaje de unidades de producción agroforestal con créditos bancarios (1991)	INEGI ²
UPAGSUBP	Porcentaje de unidades de producción agroforestal con subsidios del PRONASOL (1991)	INEGI ²
Producción forestal		
PASYCAR	Variación de la producción de los aserraderos y carpinterías (1993 a 1998)	INEGI ³
PINMUMA	Variación de la producción de las industrias de muebles de madera (1993 a 1998)	INEGI ³
PINCYP	Variación de la producción de las industrias de celulosa papel (1993 a 1998)	INEGI ³
AUTAPFO	Porcentaje de autorizaciones para aprovechamiento forestal (1998 a 1999)	INEGI ³
Biofísicas		
PPANAPO	Porcentaje de píxeles en áreas naturales protegidas	SEMARNAT
PPAMEN1500	Porcentaje de píxeles con altitud menor a 1500 m.	MDE
PPA1501-2500	Porcentaje de píxeles con altitud entre 1500 y 2500 m.	MDE
PPA2501-3500	Porcentaje de píxeles con altitud entre 2501 y 3500 m.	MDE
PPAMAY3500	Porcentaje de píxeles con altitud mayor a 3500 m.	MDE
PPPEMEN15	Porcentaje de píxeles con pendiente menor a 15%	MDE
PPPE15-30	Porcentaje de píxeles con pendientes entre 15 y 30%	MDE
PPPEMAY30	Porcentaje de píxeles con pendiente mayor a 30%	MDE
PPAAPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con alto potencial agrícola de los suelos	ECM
PPABPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con bajo potencial agrícola de los suelos	ECM
PPANPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con nulo potencial agrícola de los suelos	ECM
Proximidad		
DMANAPO	Distancia media a áreas naturales protegidas	SEMARNAT
DMAAGR	Distancia media a áreas agrícolas	INE
DMAPAS	Distancia media a áreas de pastizal	INE
DMHIDRO	Distancia media a hidrografía	ECM
DMCARRE	Distancia media a carreteras federales y estatales	ECM
DISTLOCA	Distancia media a localidades con menos de 2500 habitantes	ECM

Elaboración propia a partir de las siguientes fuentes:

INEGI¹: Censos Generales de Población y Vivienda de 1990 y 2000; ECM: El Colegio Mexiquense;

INEGI²: Censos ejidales de 1991 y 2000; INEGI³: Censos Económicos de 1994;

SEMARNAT: Mapa de áreas naturales protegidas 1:250 000; MDE: Modelo Digital de Elevación 1:250 000 INEGI;

INE: Mapas de uso y ocupación del suelo.

El primer grupo de variables independientes describe los aspectos socioeconómicos. Usando la variación que tuvo la población entre dos fechas se intentó encontrar la relación entre la pérdida de la superficie forestal y la presión demográfica. Para evaluar de alguna forma el impacto cultural y los niveles de pobreza que existen en la zona de estudio, se emplearon las variables que miden la variación de la población indígena, la población que se dedica a actividades primarias y el índice de marginación a nivel municipal.

El segundo grupo busca encontrar la relación entre la pérdida de bosque y/o selva y algunas variables que miden la expansión agrícola y ganadera. Las variables que miden el

porcentaje de superficie de tierras con régimen comunal y privado buscan encontrar como los derechos sobre la tenencia de la tierra afectan de manera indirecta en la pérdida de bosques y selvas. Con el tercer grupo se trata de investigar como las políticas gubernamentales, particularmente las de fomento productivo, pueden inducir a los agentes a cambiar ciertos usos del suelo específicos.

Las variables del cuarto grupo buscan de manera directa encontrar la relación entre la extracción de madera comercial de manera legal y la eliminación de la superficie forestal. El aumento, o en su caso disminución de la producción de la industria maderera, determinará si afecta o no a las áreas boscosas de la entidad.

Los aspectos biofísicos son considerados como otros factores que pueden condicionar los usos y coberturas del suelo de modo mixto, ya que algunas veces actúan de manera directa y otras lo hacen de forma indirecta. En el caso de la altitud, se obtuvieron cuatro rangos altitudinales de acuerdo a la fisiografía del estado. Los rangos de pendiente se obtuvieron tomando en consideración el relieve y características topográficas de la entidad, así como la distribución de los bosques y selvas. La variable que mide el potencial agrícola de los suelos busca correlacionar como la calidad de suelo puede influir en el cambio de la cobertura del suelo.

Finalmente las variables de proximidad medidas en distancias euclidianas buscan la relación de la ampliación de la frontera agrícola y de las infraestructuras como las carreteras y los asentamientos humanos con la pérdida de bosque y selva.

3. Técnicas de análisis

A) Regresión Lineal Múltiple (RLM)

La RLM está basada en el ajuste de una ecuación lineal a un conjunto de datos y es una de las más empleadas y usuales en todas las ciencias (Bosque y Moreno, 1994).

Se realizó un análisis de correlación de *Pearson* entre todas las variables explicativas, descartando aquellas que presentaron valores de correlación mayores a 0.80 (Bocco *et al.*, 2001). También y debido a que algunos de los casos (municipios) tienen un porcentaje de pérdida igual a cero, las variables dependientes fueron normalizadas mediante una función logarítmica $\ln(y_i+1)$, buscando con esta transformación una mayor certeza en la linealidad de los modelos (Pérez, 2005; Montgomery *et al.*, 2005).

La robustez de cada uno de los modelos fue validada de la siguiente manera: la ausencia de multicolinealidad se verificó utilizando el índice de tolerancia y el factor de inflación de la varianza (FIV). Según Pérez (2005) un FIV grande y un índice de tolerancia pequeño pueden indicar posible presencia de colinealidad. Para verificar la correlación serial de los residuos se aplicó la prueba de Durbin Watson, que establece un valor cercano al 2 para evitar problemas de autocorrelación.¹

Si bien la RLM es un método frecuentemente usado en los modelos de cambio de uso y cobertura del suelo (Lesschen *et al.*, 2005), muestra limitaciones cuando se aplica a datos espaciales. Los resultados obtenidos mediante estos métodos son estadísticas que se aplican a nivel “global”, lo que significa que los resultados obtenidos mediante estos métodos son un conjunto de relaciones que se comportan de manera similar en el territorio (Fotheringham *et al.*, 2000). En realidad este análisis “global” genera un “promedio” o una “síntesis” de los

¹ El estadístico Durbin-Watson toma valores entre 0 y 4: alrededor de 2 indica no presencia de correlación serial; cercano a 0 autocorrelación positiva; y, cercano a 4 autocorrelación negativa. Usualmente se considera que entre 1,5 y 2,5 debería existir independencia entre los residuos.

resultados, lo cual no deja de ser una limitante sobre todo cuando se trata de información de tipo geográfico.

B) Regresión Logística (RL)

Esta técnica está indicada en situaciones en las que la variable dependiente toma únicamente dos valores que indican la pertenencia a uno de dos grupos, normalmente etiquetados como 0 y 1 (Menard, 2002). Así también, cuando se almacena, gestiona y representa información geográfica en un SIG raster, se tiene la ventaja de utilizar como unidad de observación espacial al píxel, lo que no sería posible con algún otro método. En muchos de los trabajos revisados sobre cambio de uso del suelo y deforestación, la regresión logística tiene gran aceptación (Rosero-Bixby y Palloni, 1998; Geoghegan *et al.*, 2001; Mas *et al.*, 2002; Soares-Filho *et al.*, 2002; Serra *et al.*, 2005), en parte debido a que este método (a diferencia de la RLM) descansa en supuestos estadísticos menos rígidos.

Para construir los modelos de RL se tomó como variable dependiente dicotómica la pérdida de bosque o selva, la cual tomó un valor de 0 cuando un píxel no tenía pérdida de bosque o selva y un valor de 1 cuando sí la tenía. Las mismas variables utilizadas en las regresiones anteriores fueron espacializadas a nivel de píxel, sólo que en este caso el ajuste de los modelos se realizó en un software SIG que tiene como principal limitante el número máximo de variables independientes a utilizar.² Por este motivo se realizó una selección de variables tomando en consideración su grado de correlación y, para evitar problemas de multicolinealidad, se descartaron aquellas variables que tuvieran coeficientes de correlación mayores a 0,80.

Las variables nominales se convirtieron a variables binarias (*dummy*). Aunque su uso puede provocar alguna pérdida de información, esta transformación es imprescindible en un análisis de regresión logística (Ebdon, 1982). La variable FRAG_ECOL (fragilidad ecológica) se codificó con valor 1 para las zonas del territorio que presenta niveles altos de fragilidad en sus ecosistemas y 0 donde no las hay. Esta variable se retomó del Programa de Ordenamiento Territorial del Estado de México y se obtuvo utilizando como indicadores la vegetación, el relieve, la pendiente y tipo de suelo (GEM, 1999). Por su parte la variable correspondiente a las áreas naturales protegidas se separó en los tres tipos de protección más importantes que existen en el estado (estatal, federal y reserva ecológica), con el fin de observar si cada nivel administrativo cumple con la obligación legal de proteger estos espacios naturales.

Las variables dependientes para los modelos de RL fueron: la pérdida de bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto, selva baja caducifolia y la suma de los anteriores (conjunto).

La RL es un método similar a la RLM, pero está adaptada para modelos en los que la variable dependiente es dicotómica (expr. 1).

$$\ln \left[\frac{p}{1-p} \right] = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n \quad (1)$$

Donde p representa la probabilidad de que un píxel sea transformado a una cobertura o uso diferente al de bosque y selva; x_1, x_2, \dots hasta x_n son las variables explicativas contempladas en el análisis y β son los parámetros estimados por el método de regresión logística.

² El algoritmo LOGISTICREG de Idrisi Andes acepta como máximo 20 variables independientes incluyendo el intercepto.

Los coeficientes de RL pueden utilizarse para estimar la razón de las ventajas de la probabilidad de éxito o de fracaso (*odds ratio*) de cada variable independiente del modelo (Pérez, 2005). Al igual que otros modelos de regresión, los de RL tienen dos funciones principalmente, son útiles para realizar análisis de predicción y también pueden utilizarse para captar la relación que hay entre una variable dependiente y un conjunto de variables independientes. Los modelos aquí empleados se orientan al segundo caso.

En el caso de la RL no hubo problema de utilizar variables independientes de tipo biofísico, pero las variables socioeconómicas, al estar agregadas a nivel municipal, sí mostraron algunas dificultades. El proceso de conversión a formato raster de estas variables presentó una alta autocorrelación espacial, ya que todos los píxeles que pertenecen a un municipio tienen el mismo valor. Para minimizar lo anterior y también como una forma de validar los modelos, se utilizó el porcentaje de píxeles clasificados correctamente (%PCC). En los mapas raster, la cantidad de píxeles con valor 0 por lo general es mucho mayor que la de píxeles con valor 1; para obtener un mejor balance, el número de píxeles de los modelos se utilizó una muestra espacial sistemática y aleatoria, de tal manera que el total de valores con 1 y 0 (pérdida y no pérdida) fuera similar y excluyendo del análisis los bosques y selvas existente en el tiempo 1 (1993). De esta forma también se logró reducir la influencia de la autocorrelación espacial (Cheng y Masser, 2003; Verburg *et al.*, 2004).

Por otro lado, para validar la calidad del ajuste de los modelos se utilizó el estadístico ROC (*Relative Operating Characteristic*). Es una medida directa de la capacidad de discriminación del modelo, que toma valores próximos a 1 cuando existe un buen ajuste con los datos, mientras que un valor cercano a 0,5 significa que el ajuste no es mejor que el obtenido por azar (Benito de Pando y Peñas de Giles, 2007). No existen reglas generales para juzgar los valores ROC en los estudios de cambio de uso y cobertura del suelo, pero algunos consideran que cualquier valor por arriba de 0,7 es considerado aceptable, mientras que valores arriba de 0,8 son excelentes y de 0,9 son excepcionales (Hosmer y Lemeshow, 2000).

IV. RESULTADOS

1. Regresión Lineal Múltiple

Los resultados de los modelos ajustados de la RLM se muestran en la tabla 2. En la primera columna se muestra el coeficiente estimado beta (β), en la segunda columna y para poder comparar la intensidad de la relación entre las variables se muestra el mismo coeficiente pero estandarizado (βStd) y, en la tercera columna se indica el nivel de confianza de las variables seleccionadas (p-valor <0,10).

De los cuatro modelos, sólo el del bosque de latifoliadas tiene una calidad baja en su ajuste, ya que sólo explica el 50% de la variabilidad de los datos; por su parte, el modelo correspondiente al bosque de coníferas presenta un ajuste aceptable del 60%, mientras que el resto de los modelos tienen un buen ajuste, llegando el modelo conjunto a explicar el 85% de la varianza.

Tabla 2. Resultados de los Modelos de Regresión Lineal Múltiple (Municipios).

VARIABLES	MODELOS														
	B CONÍFERAS			B LATIFOLIADAS			B MIXTO			SELVA BAJA CADUCIFOLIA			CONJUNTO		
	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.	β	β Std	Sig.
INTERCEPTO	-2.247		0.000	-1.581		0.008	-1.761		0.000	-0.436		0.001	-1.539		0.111
Socioeconómicas															
DENPOB	1.786	0.11	0.078												
VIULCC				-2.063	-0.16	0.021							-0.995	-0.07	0.084
HOEUSA	0.166	0.23	0.010				0.191	0.24	0.001	0.127	0.23	0.000			
Tenencia de la tierra															
EJIACGA										0.472	0.37	0.001			
EJIACFO	0.627	0.51	0.000	-0.282	-0.30	0.002	0.245	0.44	0.002	-0.116	-0.16	0.000	0.378	0.12	0.000
SUPTICOM	-0.280	-0.16	0.018	0.334	0.18	0.043	0.742	0.38	0.000						
SUPTIPRIV				0.806	0.38	0.001							0.341	0.14	0.002
Disponibilidad de crédito y subsidio															
UPAGCREB				-0.367	-0.20	0.047							-0.273	-0.13	0.024
UPAGSUBP				0.589	0.36	0.000	-0.265	-0.32	0.003	0.138	0.12	0.021	0.038	0.23	0.000
Producción forestal															
AUTAPFO				-0.668	-0.19	0.009				0.279	0.11	0.006	-0.403	-0.10	0.011
Biofísicas															
PPANAPO	0.017	0.13	0.073				-0.024	-0.17	0.009				-0.013	-0.09	0.064
PPAMEN1500	-0.040	-0.23	0.002				0.076	0.40	0.000	0.056	0.42	0.000			
PPA1501-2500													-0.009	-0.10	0.021
PPA2501-3500	0.016	0.22	0.003												
PPAMAY3500	0.167	0.32	0.000	-0.113	-0.21	0.009	-0.122	-0.21	0.002				-0.052	-0.13	0.006
PPPEMEN15													0.021	0.11	0.059
PPPE15-30	0.110	0.44	0.000	0.254	0.57	0.000	0.118	0.42	0.000				0.283	0.54	0.000
PPPEMAY30				-0.175	-0.51	0.001				0.058	0.23	0.000			
PPABPAS							0.016	0.16	0.007						
PPANPAS							-0.195	-0.33	0.000	0.071	0.17	0.003	-0.060	-0.10	0.044
Proximidad															
DMAAGR	0.0001	0.21	0.002	-0.0002	-0.40	0.000	-0.0001	-0.13	0.059	-0.0001	-0.27	0.002	-0.0002	-0.35	0.000
DMCARRE							0.000	0.14	0.010						
R ² (ajustado)		0.60			0.50			0.72			0.84			0.85	
Durbin - Watson		1.800			2.091			1.967			1.942			2.099	
FIV <		2.324			2.888			2.935			2.772			2.750	

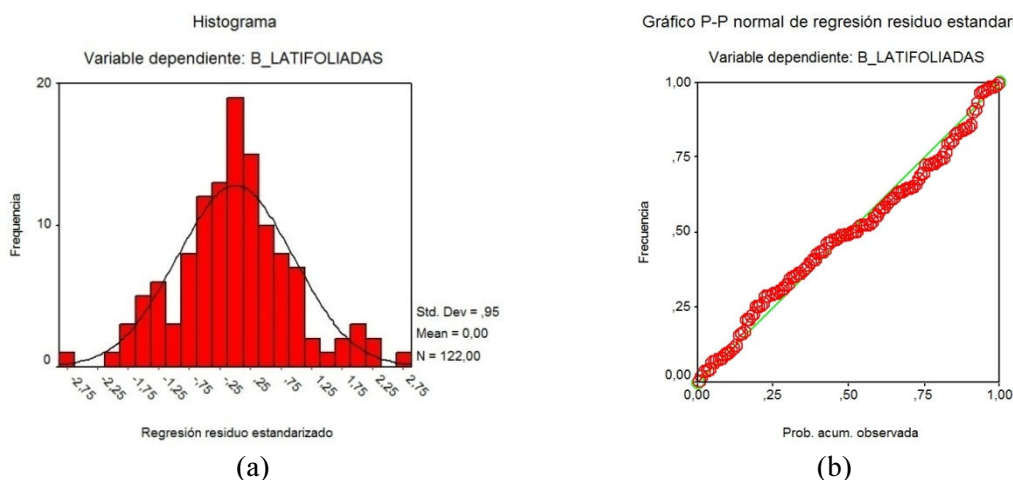
Los signos positivos en los coeficientes de regresión indican que la variable incide en el aumento de la pérdida de bosque.

Estos ajustes podrían considerarse como aceptables en comparación con los reportados en otros trabajos similares. Por ejemplo, el modelo realizado por Alix-García (2007), obtiene el 14% de la variabilidad de los datos. Por su parte Bocco *et al.* (2001), obtienen en su modelo para bosques un R^2 de 0,04, en el modelo para selvas un R^2 de 0,05 y en el modelo que agrupa a ambas coberturas un R^2 de 0,16. En el caso de Blackman *et al.* (2003) lo máximo que obtienen en los modelos que elaboran es un 10% de la varianza de los datos. No obstante, otros trabajos obtienen buenos resultados, con un R^2 ajustado de 0,79 (Reyes *et al.*, 2003), e incluso R^2 mayores a 0,90 (Leyva y Herrera, 2003).

Cuando se utilizan datos geográficos en modelos estadísticos es más complicado cumplir con todos los supuestos requeridos. No obstante, se realizaron diferentes pruebas estadísticas para determinar posibles problemas de autocorrelación y colinealidad entre las variables explicativas. Las dos últimas filas de la tabla 3 muestran los dos indicadores usados para este fin, el estadístico Durbin Watson (DW) y el factor de inflación de la varianza (FIV), los cuales se encuentran en valores aceptables. Para verificar el supuesto de la normalidad, se realizó un análisis gráfico de los residuos.

En la figura 2a se presenta el histograma de los residuos estandarizados del modelo del bosque de latifoliadas, con suposición de la distribución normal. Como puede observarse existe una buena aproximación, aunque la figura 2b proporciona un mejor diagnóstico. En ella se observa la concentración de los puntos sobre la diagonal, indicando un grado bueno de ajuste a la distribución normal.

Figura 2. Histograma y gráfico de los residuos estandarizados del bosque de latifoliadas.



Los modelos que más variables significativas seleccionaron fueron el bosque mixto y el modelo conjunto, mientras que el modelo de la selva baja caducifolia asumió menor cantidad de variables significativas. A pesar del gran número de variables seleccionadas, sólo las variables relacionadas con la variación del número de ejidos con actividades forestales (EJIACFO) y la distancia media a áreas agrícolas (DMAAGR) resultaron significativas para todos los modelos. Más aún, el signo del parámetro estimado de estas variables no fue el esperado en todos ellos.

En México, los ejidos con actividades forestales son manejadas por ejidatarios a través de empresas forestales comunitarias y se supone que sus habitantes se benefician del bosque y tienen un papel activo en la conservación de las tierras forestales que tradicionalmente han usado y poseído (Klooster y Ambinakudige, 2007). No obstante, los resultados obtenidos en estos modelos, muestran que la degradación del bosque existe dentro de este tipo de ejidos, lo que indica que este tipo de actividad no está siendo sostenible con estos tipos de bosque.

La variable porcentaje de píxeles con pendientes entre 15 y 30% (PPPE15-30) se comportó de manera similar en cuatro de los modelos con excepción de la selva baja caducifolia, incidiendo además de manera positiva en todos. De igual forma, el porcentaje de hogares con emigrantes en Estados Unidos (HOEUSA) se comportó muy semejante en tres modelos; sin embargo el signo del parámetro resultó contrario a lo esperado, ya que se esperaba que esta fuerza laboral desplazada hacia el vecino país del norte dejará de ejercer presión sobre el recurso forestal. Por otra parte, las pérdidas del bosque de latifoliadas y de la selva baja caducifolia se están dando principalmente en zonas cercanas a las zonas agrícolas (DMAAGR), no así en el bosque de coníferas y en el bosque mixto.

Una de las diferencias que muestran los modelos ajustados se relaciona con las variables referentes con la producción de la industria maderera. Se puede observar como sólo en la selva baja caducifolia, el aumento de las autorizaciones para aprovechamiento forestal (AUTAPFO) impacta en la pérdida de la cobertura forestal, mientras que en los otros modelos no es significativa o bien no incide de manera directa en la pérdida.

Si se revisan los valores estandarizados de cada uno de los modelos obtenidos, observamos que la pérdida del **bosque de coníferas** está relacionada con la densidad de población (DENPOB), lo que confirma la importancia del factor demográfico en la pérdida de este tipo de bosque. No deja tampoco de ser significativo que las áreas naturales protegidas (PPANAPO) no cumplen su función preservadora, al menos en este tipo de bosque.

La pérdida del **bosque de latifoliadas** se está dando principalmente en superficies de tierras con régimen privado (SUPTIPRIV). Este resultado indica de alguna forma que las políticas de privatización que sufrieron los ejidos en el campo mexicano a principios de la década anterior no han sido del todo adecuadas. Sin embargo, si observamos el valor estandarizado de las unidades de producción agroforestal que obtuvieron subsidios (UPAGSUBP), se deduce por qué las tierras con régimen social (SUPTICOM) también inciden de manera positiva. A pesar de que el modelo revela que ambos regímenes de propiedad inciden en la pérdida del bosque de latifoliadas, sigue habiendo propuestas que apuestan por la capacidad regulatoria de los mercados, haciendo de la privatización de los bienes comunes la alternativa privilegiada de acceso a los recursos naturales y única capaz de hacer viables las prácticas de cuidado ambiental (Merino, 2004).

En el caso del **bosque mixto** las pérdidas también están relacionadas con la superficie de tierras con régimen social (SUPTICOM). Aunque también la pendiente y la altitud siguen condicionando de manera importante la pérdida de bosque mixto. La relación positiva del porcentaje de píxeles de áreas con bajo potencial agrícola de los suelos (PPABPAS) indica que estas áreas se están deforestando o alterando para abrir espacios agrícolas, sin tomar en cuenta que los rendimientos de estas tierras decaerán después de poco tiempo.

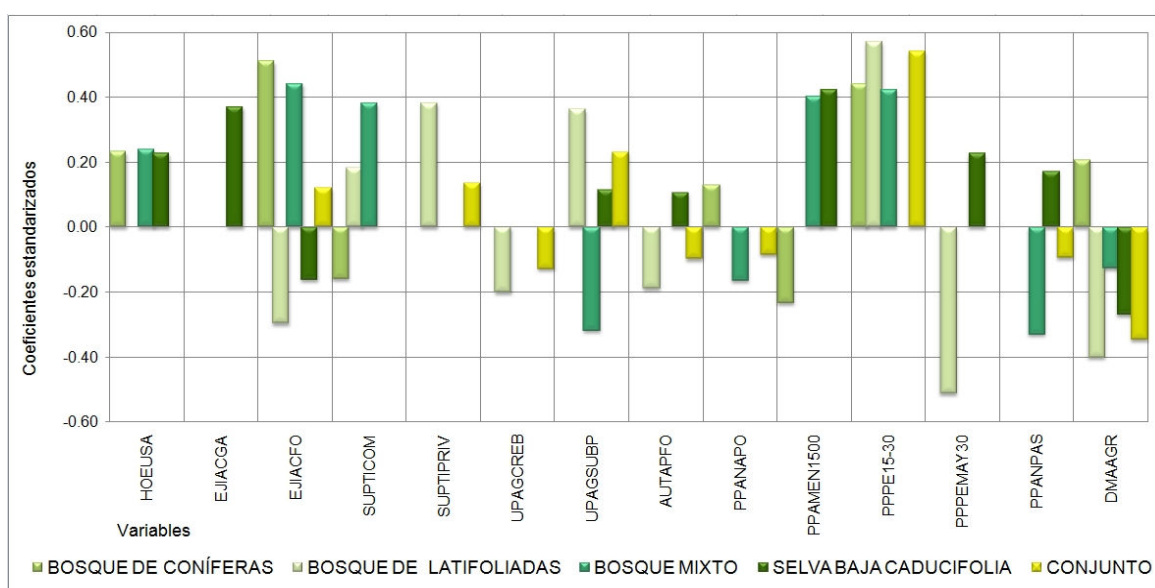
En el modelo de la **selva baja caducifolia** se aprecia que el factor que más influye son los ejidos con actividades ganaderas (EJIACGA). En el caso del porcentaje de píxeles de áreas con nulo potencial agrícola de los suelos (PPABPAS) indica una acción similar al bosque mixto donde se detectan áreas que se están deforestando o alterando para abrir espacios agrícolas.

El **modelo conjunto** que agrupa las cuatro categorías anteriores muestra un nivel de explicación bastante bueno (85%); de hecho es el más alto de todos los modelos ajustados. De manera conjunta, y según los coeficientes estandarizados, la pérdida de bosques y selvas se está presentando sobre todo en las zonas con pendientes entre 15 y 30% (PPPE15-30) y cercanas a áreas agrícolas (DMAAGR). Asimismo los subsidios otorgados por el gobierno para actividades agroforestales (UPAGSUBP), las superficies de tierras con régimen privado (SUPTIPRIV) y los ejidos con actividades forestales (EJIACFO) son factores que influyen en la pérdida de estas coberturas vegetales.

Finalmente, es importante señalar que los espacios naturales protegidos cumplen su función de manera general en el estado de México, salvo en el caso del bosque de coníferas. Las carreteras existentes en la zona de estudio, en esta escala de trabajo, no influyen en la pérdida del bosque y selva. Los resultados muestran además que los créditos bancarios que solicitan las unidades de producción agroforestal no tienen un impacto en la pérdida de las coberturas forestales, así como tampoco la variación del número de viviendas que usan leña o carbón como combustibles.

La figura 3 muestra una comparación de los coeficientes estandarizados, donde se observa con mayor claridad la dirección y la intensidad de la relación de la variable dependiente con algunas de las variables más significativas seleccionadas por los modelos.

Figura 3. Comparación de los coeficientes estandarizados más significativos de los modelos ajustados mediante regresión lineal múltiple.



2. Regresión Logística

Para estudiar las variables a nivel de píxel se calibraron cinco modelos de regresión logística. La tabla 3 muestra los resultados de los modelos ajustados por este método. En la primera columna se presenta el coeficiente estimado, en la segunda el coeficiente estandarizado y en la última el exponente del coeficiente también llamado *odd ratio*, siendo tres formas diferentes de expresar exactamente lo mismo (Menard, 2002).

Si se grafican los coeficientes estandarizados (*beta*) se observa con claridad como las variables de proximidad son las que inciden con mayor fuerza en todos los modelos (Figura 4), mientras que las variables relacionadas con aspectos de la tenencia de la tierra tienen también un rol importante en la pérdida de la cobertura forestal; por ejemplo, el porcentaje de superficie de tierras con régimen privado (SUPTIPRIV) tiene un peso considerable en todos los modelos ajustados, aunque su relación negativa. En cuanto a la variación en el número de ejidos con actividades recreativas (EJIACRE) y la producción de los aserraderos y carpinterías (PASYCAR), tienen una relación positiva con la variable dependiente, pero en algunos modelos el peso de los coeficientes no es muy grande. Lo mismo sucede con los factores biofísicos como la altitud y la pendiente, aunque en este caso la dirección de la relación es negativa en todos los modelos.

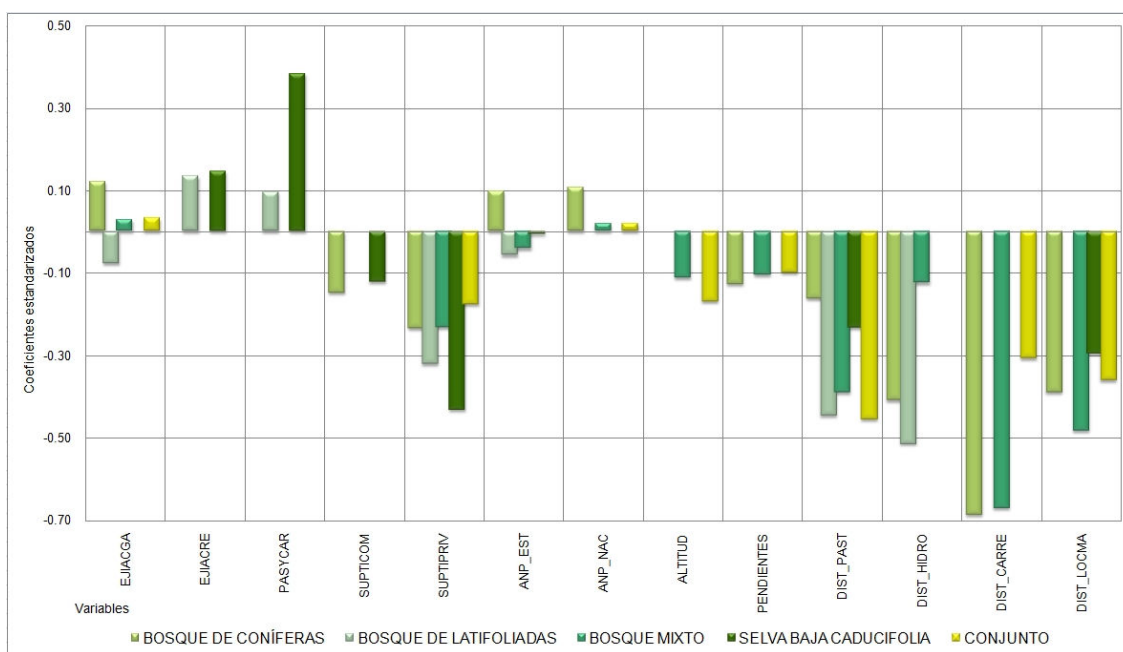
Tabla 3. Resultados de los Modelos de Regresión Logística.

Variables	Coníferas			Latifoliadas			Mixto			Selva Baja Caducifolia			Conjunto		
	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)	β	Beta	Exp (β)
Intercepto	3.47169			3.26751			4.37981			3.83465			2.41326		
Socioeconómicas															
DENPOB	-0.72170	0.00	0.49	-0.56461	0.00	0.57	1.04339	0.00	2.84	-1.61845	0.00	0.20	0.39904	0.00	1.49
Tenencia de la tierra															
EJIACAG	-0.53478	0.00	0.59	0.40750	0.00	1.50	-0.32140	0.00	0.73	0.11297	0.00	1.12	-0.13128	0.00	0.88
EJIACGA	0.02923	0.00	1.03	-0.04426	0.00	0.96	0.01517	0.00	1.02	-0.01025	0.00	0.99	0.01227	0.00	1.01
EJIACRE	0.01164	0.00	1.01	0.06790	0.00	1.07	0.03771	0.00	1.04	0.05796	0.00	1.06	0.00597	0.00	1.01
PASYCAR	0.02034	0.00	1.02	0.02366	0.00	1.02	0.04249	0.00	1.04	0.10917	0.00	1.12	0.01577	0.00	1.02
SUPTICOM	-0.00037	0.00	1.00	0.00009	0.00	1.00	0.00001	0.00	1.00	-0.00010	0.00	1.00	0.00003	0.00	1.00
SUPTIPRIV	-0.00016	0.00	1.00	-0.00006	0.00	1.00	-0.00006	0.00	1.00	-0.00009	0.00	1.00	-0.00004	0.00	1.00
Biofísicas															
ANP_EST	0.70452	0.00	2.02	-0.46933	0.00	0.63	-0.41912	0.00	0.66	-0.07073	0.00	0.93	-0.08938	0.00	0.91
ANP_NAC	0.76194	0.00	2.14	-0.17051	0.00	0.84	0.54122	0.00	1.72	-0.11991	0.00	0.89	-0.01773	0.00	0.98
ANP_RESEC	0.60969	0.00	1.84	-0.26171	0.00	0.77	-1.04279	0.00	0.35	-0.01122	0.00	0.99	-0.29700	0.00	0.74
ALTITUD	-0.00062	0.00	1.00	-0.00038	0.00	1.00	-0.00080	0.00	1.00	-0.00093	0.00	1.00	-0.00066	0.00	1.00
PENDIENTES	-0.06330	0.00	0.94	-0.01589	0.00	0.98	-0.04632	0.00	0.95	-0.00928	0.00	0.99	-0.04160	0.00	0.96
FRAG_ECOL	0.58631	0.00	1.80	0.55358	0.00	1.74	0.16734	0.00	1.18	2.09427	0.00	8.12	0.62928	0.00	1.88
Proximidad															
DIST_PAST	-0.00015	0.00	1.00	-0.00066	0.00	1.00	-0.00035	0.00	1.00	-0.00044	0.00	1.00	-0.00044	0.00	1.00
DIST_HIDRO	-0.00183	0.00	1.00	-0.00212	0.00	1.00	-0.00054	0.00	1.00	0.00047	0.00	1.00	0.00005	0.00	1.00
DIST_CARRE	-0.00090	0.00	1.00	-0.00016	0.00	1.00	-0.00181	0.00	1.00	0.00020	0.00	1.00	-0.00025	0.00	1.00
DIST_LOCMA	-0.00054	0.00	1.00	0.00006	0.00	1.00	-0.00159	0.00	1.00	-0.00097	0.00	1.00	-0.00067	0.00	1.00
ROC	0.87			0.78			0.84			0.92			0.89		
%PCC	89.76			96.90			94.09			95.68			86.09		

Si comparamos estos resultados con los obtenidos mediante RLM, se observa que las áreas naturales protegidas del estado de México no cumplen con su objetivo de conservar los ecosistemas forestales. Lo anterior se confirma con los datos obtenidos mediante RL, donde la Figura 4 muestra como el bosque de coníferas tiene coeficientes positivos en los tres tipos de espacios protegidos analizados. De igual forma, algunos estudios realizados dentro de algunas de estas zonas parecen coincidir con lo encontrado en este estudio, como en el caso de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (Ramírez y Zubieta, 2005) y del Parque Nacional Nevado de Toluca (Franco *et al.*, 2006).

En la misma figura 4 se aprecia como el bosque de coníferas no tiene la debida protección en los tres tipos de áreas naturales protegidas analizadas. Así también existen áreas que tienen alta fragilidad ecológica y donde el impacto ambiental provocado por los procesos de deforestación o alteración hace que su posible restauración presente grandes dificultades (GEM, 2000). La selva baja caducifolia es la que presenta con mayor intensidad este problema.

Figura 4. Comparación de los coeficientes estandarizados más significativos de los modelos ajustados por regresión logística.



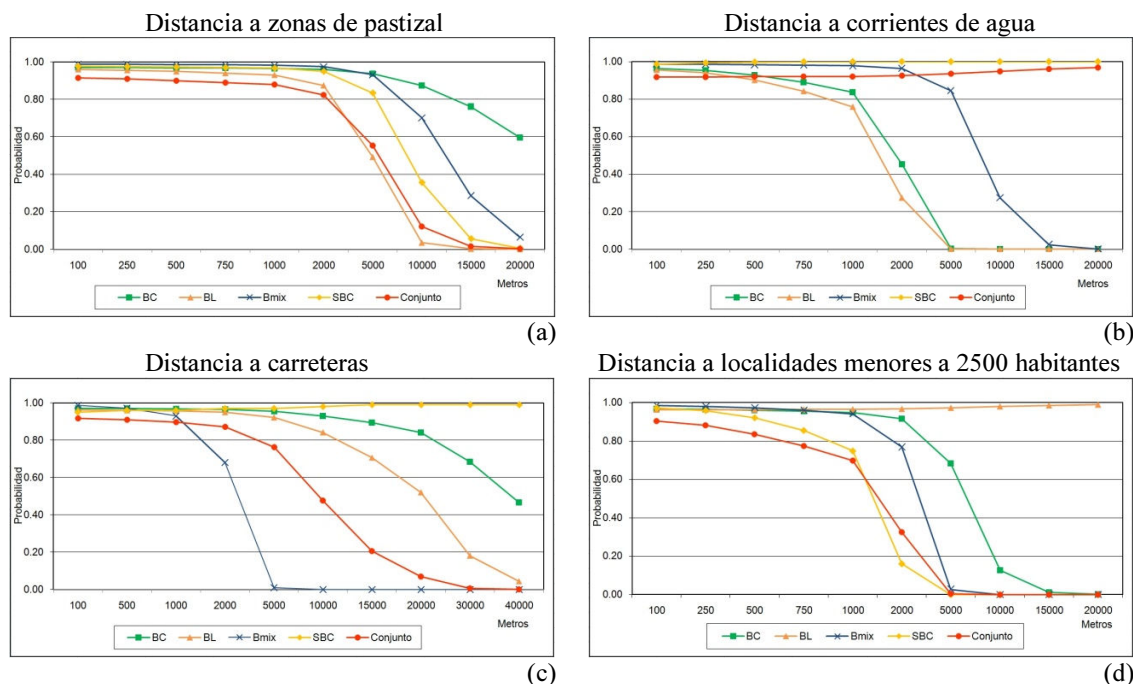
Siguiendo a Menard (2002) los resultados también pueden ser interpretados en términos de probabilidad. En este caso se puede observar como las variables de proximidad a zonas de pastizal, corrientes de agua, carreteras y localidades menores a 2.500 habitantes están relacionadas de alguna forma con los procesos de pérdida de las masas forestales (figura 5).

En todos los modelos ajustados los resultados muestran que los bosques y selvas que se encuentran a una distancia de aproximadamente 1.000 m. de las zonas de pastizal, presentan altas probabilidades de sufrir alguna pérdida. Después de 10 km es casi improbable que este fenómeno se produzca, con la excepción de los bosques de coníferas (figura 5a).

En el caso de la proximidad a las corrientes de agua, en los modelos correspondientes a los bosques de coníferas y de latifoliadas se observan altas probabilidades de pérdida hasta los 2 km, mientras que en la selva baja caducifolia y el modelo conjunto no se aprecian tendencias claras de su comportamiento (figura 5b).

En casi todos los modelos, la cercanía a carreteras y a localidades menores a 2.500 habitantes, muestran que la probabilidad de que se presente una pérdida de masa forestal es mucho mayor en los primeros 1.000 m.; después de esta distancia la probabilidad disminuye considerablemente (figuras 5c y 5d). Estos resultados muestran un comportamiento similar al reportado por Dupuy *et al.* (2007) y Mas *et al.* (1996).

Figura 5. Probabilidades de pérdida de bosque y selva respecto a las variables de proximidad



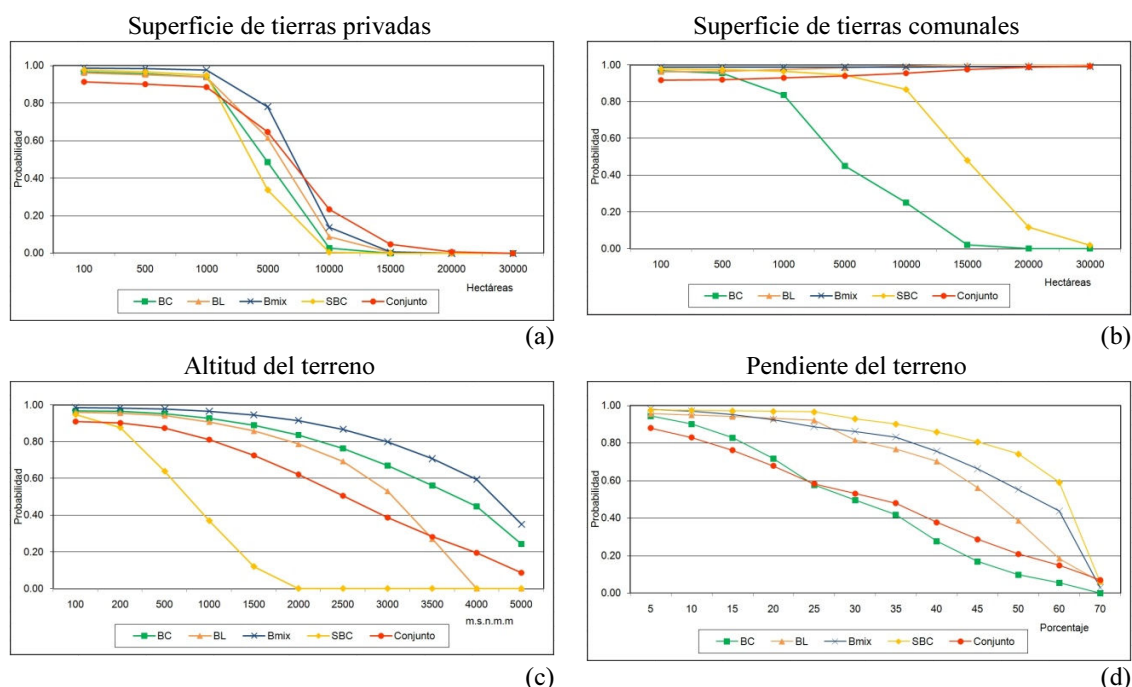
Por otra parte, se observa que la probabilidad de pérdida de bosques y selvas en todos los modelos es más alta en superficies privadas pequeñas mientras que en superficies privadas mayores a 1.000 hectáreas la probabilidad se reduce considerablemente (figura 6a). En el régimen comunal sucede lo mismo con el bosque de coníferas, pero en la selva baja caducifolia la alta probabilidad de pérdida se amplía hasta las 10.000 hectáreas (figura 6b).

Si se consideran datos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), en México prácticamente no existen proyectos forestales en superficies mayores a las 10.000 ha, inclusive casi todos las plantaciones en desarrollo (90%) se ubican en un rango menor a 1.000 ha y una buena parte de ellos, el 50 %, corresponden a un rango menor a 200 ha. Ello es un reflejo de la atomización que existe en la tenencia de la tierra, ya sea esta de propiedad privada, ejidal o comunal, que en casos extremos puede llegar a ser hasta de una o dos ha. por propietario o usufructuario. Estos datos podrían estar relacionados con los resultados obtenidos en estos modelos de regresión.

En el caso de las variables biofísicas, la probabilidad de que se presenten pérdidas de alguna cobertura forestal disminuye conforme aumenta la pendiente del terreno, en el caso del modelo que ajusta los cuatro tipos en conjunto la probabilidad es de 0,50 en zonas con pendientes de 35%, mientras que en el modelo del bosque mixto esa misma probabilidad se presenta en zonas con un 60% de pendiente (figura 6c).

La altitud del terreno también muestra que la probabilidad de pérdida disminuye conforme aumenta la altitud. El caso más claro es la selva baja caducifolia, que tiene una probabilidad de pérdida de 0,90 a las 200 m. de altitud, para luego disminuir hasta 0,10 en los 1.500 m. de altitud. Algo lógico si recordamos que esta cobertura se localiza en altitudes del terreno muy bajas (figura 6d).

Figura 6. Probabilidades de pérdida de bosque y selva respecto a las variables de tenencia de la tierra y biofísicas



Con respecto a la validación de los modelos, los resultados del estadístico ROC (tabla 5) ponen de manifiesto que todos los modelos tienen un ajuste de los datos muy bueno, con excepción del modelo del bosque de latifoliadas que podría considerarse como aceptable de acuerdo a Hosmer y Lemeshow (2000). En cuanto al porcentaje de píxeles clasificados correctamente (%PCC) todos los modelos resultaron con porcentajes mayores al 85%, lo que confirma que el uso del muestreo sistemático aleatorio y la máscara binaria ayudó a ajustar de mejor manera los modelos.

V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

1. *Discusión*

El trabajo utiliza dos unidades de observación espacial y dos técnicas estadísticas diferentes, lo que ha aportado resultados cuantitativos que miden el impacto positivo y/o negativo que tienen las variables empleadas sobre las cuatro tipos de cubiertas forestales. La regresión lineal múltiple analizó a escala municipal las variables que más inciden en los procesos de pérdida de bosque y selva, mientras que la regresión logística a escala de píxel contribuyó a entender más fácilmente la incidencia de las variables explicativas en términos de probabilidad sobre la pérdida de la masa forestal.

No obstante las bondades de los métodos estadísticos aplicados, existen desventajas que deben ser consideradas. Se deben explorar mecanismos para sortear problemas como la pérdida de información debido a la agregación de los datos, la autocorrelación espacial, la reexpresión de variables estadísticas, la no normalidad en la distribución de los datos en algunos modelos, entre otras. También se debe tomar en consideración que los métodos de RLM y RL no consideran en sus asunciones el comportamiento espacial de los datos geográficos.

Por otra parte, una de las desventajas de utilizar la RL es la alta autocorrelación espacial que se presenta en los datos agregados a nivel municipal. Para reducir este problema se realizaron mascarar binarias en todos los modelos mediante muestras espaciales aleatorias, de modo que el número de píxeles de 0 y 1 fueran lo más similar posible.

En cuanto a los resultados, y tomando en consideración los primeros tres coeficientes que presentan mayor peso en todos los modelos de RLM, se concluye que las variables biofísicas son las que más influyen en los procesos de deforestación, seguidas de la tenencia de la tierra y la disponibilidad de crédito y subsidio. Lo anterior demuestra que algunas de estas variables tienen que ver con factores relacionados con la expansión agrícola y factores políticos e institucionales. En el primer caso se considera una causa directa o inmediata de la deforestación, mientras el segundo lo es de forma indirecta o secundaria. Las variables biofísicas se consideran como otros factores que inciden de manera mixta en el proceso, a veces de forma directa y en otras de forma indirecta.

Los resultados de la RL, al ser medidos a nivel de píxel, resultaron más consistentes en las variables de proximidad, captando en este grupo nuevamente los factores relacionados con la expansión agrícola y los factores políticos e institucionales, además de variables que tienen relación con la ampliación de infraestructuras.

Si se analizan los resultados de los dos métodos utilizados en este trabajo desde la perspectiva del tipo o grupo de variables, se puede apreciar que no existe un patrón claro que muestre variables influyentes en el proceso de deforestación y sea significativo en los dos métodos. Sin embargo si se analiza desde la perspectiva de los factores que inducen el cambio, se observa que la expansión agrícola y los factores políticos e institucionales se muestran de manera significativa en los dos métodos de regresión utilizados. En cuanto al tipo de causas que inciden en los modelos, parece ser que las directas tienen mayor peso en la RL, tal vez debido al tipo de unidad de análisis, mientras que las causas mixtas tienen una incidencia mayor en el método de RLM.

Finalmente, el trabajo procura aportar elementos que ayuden a explicar en qué medida los factores aquí planteados están relacionados o son los responsables de los procesos de deforestación

en el estado de México. Del mismo modo, los resultados muestran que la aplicación conjunta de métodos estadísticos y tecnología SIG, es una potente herramienta de análisis geográfico. Estos métodos podrían servir como base metodológica en futuros procedimientos de planificación forestal en la propia entidad y en otras regiones del país.

2. Conclusiones

El análisis estadístico propuesto en este trabajo aporta resultados cuantitativos que pretenden ayudar a entender mejor las causas y mecanismos de los cambios ocurridos en la cubierta forestal.

De los resultados obtenidos en los modelos de RLM, las variables que más influyen en la pérdida de la masa forestal son las de tipo biofísico, siendo la pendiente la más destacada en todos los modelos. En el estado de México la mayoría de los bosques templados se ubican en pendientes menores a 30%, por lo que era de esperarse que en estas zonas se presenten las pérdidas. Sin embargo, llama la atención que la deforestación de la selva baja caducifolia se localiza en pendientes mayores a 30%, es decir, en las zonas más montañosas del sur de la entidad, lo que muestra que la ubicación de las áreas agropecuarias que se están abriendo a costa de esta cobertura no es la más adecuada para soportar este tipo de uso del suelo.

Los resultados obtenidos mediante los modelos de RL muestran que las variables que tienen relación con factores de proximidad son los más influyentes. En este sentido, la probabilidad de perder zonas de bosque o selva en los primeros 2 km es elevada, sobre todo las que están más próximas a pastizales y carreteras. Asimismo, los resultados revelan que las superficies más pequeñas con régimen privado son las que presentan mayor probabilidad de ser deforestadas.

Por otra parte, las variables relacionadas con la tenencia de la tierra también tienen una influencia considerable en casi todos los modelos de RLM. Es interesante observar como un aumento en el número de ejidos que tienen actividades forestales se manifiesta positivamente en la pérdida del bosque de coníferas y del bosque mixto, y de forma negativa en el bosque de latifoliadas y la selva baja caducifolia. Aunque algunos consideran que en México cada día se avanza más en el manejo forestal sostenible de los bosques por parte de las comunidades de ejidatarios (Durán *et al.*, 2007), los resultados de este estudio revelan que en algunas regiones del estado de México, la organización social tiene ciertas implicaciones en la pérdida de las coberturas del bosque y selva, si bien es cierto que se necesitan estudios más detallados para confirmarlo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología de México (INE) por haber cedido en formato digital la información cartográfica sobre la que realizó el presente estudio. Montserrat Gómez y Joaquín Bosque agradecen la financiación recibida del proyecto SIMURBAN (referencia SEJ2007-66608-C04-01) para realizar su actividad. El primer autor agradece la beca proporcionada por el Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) del gobierno de México para realizar sus estudios de Doctorado en la Universidad de Alcalá de Henares (España).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALIX-GARCÍA, J. (2007). "A spatial analysis of common property deforestation". *Journal of Environmental Economics and Management*. 53, pp. 141-157.
- BENITO DE PANDO, B. y PEÑAS DE GILES, J. (2007): "Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica", *GeoFocus (Artículos)*, n.º 7, p. 100-119, ISSN: 1578-5157.
- BLACKMAN, A., ALBERS, H., ÁVALOS, S. y CROOKS, L. (2003). "Land Cover in a Managed Forest Ecosystem: Mexican Shade Coffe". *Resources for the future*. Washington, D.C., pp.03-60.
- BOCCO, G., MENDOZA, M. y MASERA, O. (2001). "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 44, pp. 18-38.
- BOSQUE, J. Y MORENO, A. (1994). *Prácticas de Análisis exploratorio y multivariante de datos*. Barcelona, Oikos Tau.
- CHAVES, E. y ROSERO, L. (2001). "Valoración del riesgo de deforestación futura en Costa Rica". *Uniciencia* 18, p.p. 29-38. Heredia, Costa Rica.
- CHENG, J. y MASSER, I. (2003): "Urban growth pattern modelling: a case study of Wuhan city, PR China", *Landscape and Urban Planning*, 62, 199-217.
- CHHABRA, A., GEIST, H., HOUGHTON, R., HABERT, H., BRAIMOH, A., XU, J., RAMANKUTTY, N., COOMES, O. y LAMBIN, E. (2006). "Multiples impacts of land use cover change". En: Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- CHOWDHURY, R. (2006). "Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels". *Applied Geography*. 26, pp. 129-152
- DEININGER, W. y MINTEN, B. (1996). *Poverty, Policies and Deforestation: The Case of Mexico*, World Bank.
- DUPUY, J., GONZÁLEZ, J., IRIARTE, S., CALVO, L., ESPADAS, C., TUN, F. y DORANTES, A. (2007). "Cambios de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 62, pp.104-124.
- DURÁN, E., MAS, F. y VELÁZQUEZ, A. (2007). "Cambios en las coberturas de vegetación y usos del suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México". En: Bray, D., Merino, L. y Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. Instituto Nacional de Ecología. (INE-SEMARNAT). México.
- EBDON, D. (1982). *Estadística para Geógrafos*. Barcelona. Oikos Tau.
- FOTHERINGHAM, S., BRUNSDON, C. y CHARLTON, M. (2000). *Quantitative Geography. Perspectives on Spatial Data Analysis*. SAGE Publications. London, England.
- FRANCO, S., REGIL, H., GONZÁLEZ, C. y NAVA, G. (2006). "Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Núm. 61, pp. 38-57.
- GEIST, H. y E. LAMBIN (2001). *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence*. Louvain-la-Neuve, Belgium, LUCC International Project Office: 116.

- GEIST, H., MCCONNELL, W., LAMBIN, E., MORAN, E., ALVES, D. y RUDEL, T. (2006). "Causes and Trajectories of land use cover change". En: Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- GEM. Secretaría de Finanzas y Planeación (1993), *Panorámica Socioeconómica del Estado de México*. Toluca, México.
- GEM. Secretaría de Ecología (1999). *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México*. Toluca, México.
- GEM. Poder Ejecutivo (2000). Estudio de Gran Visión 1999-2010. Toluca, México.
- GEOGHEGAN, J., SCHNEIDER, L., y VANCE C. (2001). "Temporal dynamics and spatial scales: Modeling deforestation in the southern Yucatan peninsular region". *GeoJournal*. 61: pp. 353–363.
- HOSMER, D. y LEMESHOW, S. (2000). *Applied Logistic Regression*, Second Ed. Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons Inc., New York, USA.
- ISAAC-MÁRQUEZ, R.; DE JONG, B; EASTMOND, A.; OCHOA-GAONA, S. y HERNÁNDEZ, S. (2005). "Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso del suelo en el oriente de Tabasco, México", *Universidad y Ciencia*. Vol. 21. No. 42.
- KAIMOWITZ, D. y ANGELSEN, A. (1998). *Economic models of tropical of deforestation a review*. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.
- KLOOSTER, D. y AMBINAKUDIGE, S. (2007). "La importancia mundial del manejo forestal comunitario en México." En: *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). Primera ed. México, D.F.
- LAMBIN, E. (1997) "Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions". *Physical Geography*, 21, pp. 375-393.
- LAMBIN, E. y GEIST, H. EDS. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- LESSCHEN, J.; VERBURG, P. y STAAL, S. (2005). *Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems*, LUCC Report Series 7, publicado por: The International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya y LUCC Focus 3 Office, Wageningen University, the Netherlands.
- LEYVA REYES, J. C. y HERRERA y HERRERA, B. (2003): "Análisis de la dinámica territorial en México y su interrelación con la dinámica poblacional, periodo 1980-2000", *Revista Chapingo, Serie ciencias forestales y del ambiente*, vol. 9, n° 1, pp. 77-87.
- MAS, J., SORANI V. y ALVAREZ R. (1996) "Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín Especial del Instituto de Geografía. UNAM. Núm. 5, pp. 43-57.
- MAS, J., VELÁZQUEZ, A., CASTRO, R. y SCHMITT, A. (2002). "Una evaluación de los efectos del aislamiento, la topografía, los suelos y el estatus de protección sobre las tasas de deforestación en México". *R. Raega*, Curitiba, No. 6, pp. 61-73.
- MENARD, S. (2002). *Applied logistic regression analysis, Second Edition*. SAGE Publications.
- MERINO, L. y SEGURA, G. (2002). *El manejo de los recursos forestales en México (1992-2002). Procesos, tendencias y políticas públicas*. En: *La transición hacia el desarrollo sustentable. Perspectivas de América Latina y el Caribe*. Coord. Enrique Leff.
- MERINO, P. (2004). *Conservación o Deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en las prácticas de uso de los recursos forestales*. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Primera ed., México, D.F.
- MONTGOMERY, D.; ELIZABETH P. y GEOFFREY V. (2005). *Introducción al análisis de regresión lineal*. Compañía Editorial Continental, México.

- PAN, K., WALSH, J., BILSBORROW, E. FRIZZELLE, G., ERLIEN M. y BAQUERO, F. (2004). "Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon". *Agriculture Ecosystems and Environment*. 101, pp. 117-134.
- PÉREZ, L. (2005). *Métodos Estadísticos Avanzados con SPSS*. Madrid, Thomson.
- PINEDA, N., BOSQUE SENDRA, J., GÓMEZ DELGADO, M. Y PLATA, W. (2009). "Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 69, pp.33-52.
- RAMÍREZ, I. y ZUBIETA, R. (2005). *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca. México D.F.
- REYES, H., CORTINA, S., PERALES, H., KAUFFER E. y FERNÁNDEZ, J. (2003). "Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 51, pp.88-106.
- ROSETO-BIXBY, L. y PALLONI, A. (1998). Población y deforestación en Costa Rica. En *Conservación del bosque en Costa Rica*. San José, Costa Rica: Academia Nacional de Ciencias y Programa Centroamericano de Población, 131-150.
- SANDOVAL, V. y OYARZUN, V. (2004). "Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo". *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales*. No. 011. Universidad Nacional de Santiago de Estero, Argentina, pp. 9-21.
- SERRA, P.; PONS, X. y SAURÍ, D. (2005). "Metodología para el análisis de las transformaciones paisajísticas de áreas rurales mediterráneas. Evolución, causas y consecuencias en el caso del Alto Ampurdán (Noreste de Cataluña)", *Anales de Geografía* 25, pp. 259-278.
- SOARES-FILHO, B., ASSUNÇÃO, R. y PANTUZZO, A. (2002). "Modeling the spatial transition probabilities of landscape dynamics in an amazonian colonization frontier". *BioScience*. Vol. 51. No. 12, pp. 1059–1067.
- VELÁZQUEZ, A., MAS, J. y PALACIO, J. (2002). "Análisis de cambio de uso del suelo. Mapas de análisis del cambio de uso del suelo". INE, SEMARNAT. Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 1-82.
- VERBURG, H; RITSEMA VAN ECK J; NIJS T DE y DIJST M J. (2004). "Determinants of land-use change patterns in the Netherlands" *Environment and Planning B: Planning and Design*. Vol. 31, p.p. 125-150.

Pineda Jaimes, N.B., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. (2008). “Cambios de la ocupación del suelo y análisis de transiciones sistemáticas en el Estado de México (México) mediante Tecnologías de la Información Geográfica”. Comunicaciones del XI Coloquio Ibérico de Geografía, Alcalá de Henares, Madrid. España. Disponible en: http://www.geogra.uah.es/inicio/web_11_cig/cdXICIG/index.html

CAMBIOS DE LA OCUPACIÓN DEL SUELO Y ANÁLISIS DE TRANSICIONES SISTEMÁTICAS EN EL ESTADO DE MÉXICO (MÉXICO) MEDIANTE TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

Noel Bonfilio Pineda Jaimes

Facultad de Geografía, UAEM. México

noel.pineda@alu.uah.es

Joaquín Bosque Sendra

Montserrat Gómez Delgado

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá

joaquin.bosque@uah.es

montserrat.gomez@uah.es

Resumen

La aplicación de Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) permitió identificar y cuantificar los cambios de ocupación del suelo ocurridos entre 1993 y el 2000 en el estado de México. Mediante una tabulación cruzada se calcularon el cambio total, el cambio neto, los intercambios y las transiciones sistemáticas de cada categoría.

Los resultados muestran que el 77,7% del territorio pertenece a zonas estables mientras que el 22,2% son áreas con cambios. El 16,6% de estos corresponden a intercambios entre categorías y el 5,6% son cambios netos. Las categorías que tienen mayor intercambio son los cultivos y el pastizal, en tanto el bosque primario y el bosque secundario son las categorías que más cambio neto presentaron.

Las transiciones sistemáticas en las coberturas de bosques y selvas indican que la zona de estudio presenta una dinámica interesante de perturbación – recuperación de estas categorías.

Palabras clave: Cambio de ocupación del suelo/TIG/transición sistemática/estado de México.

Land cover changes and systematic land cover transitions analysis in state of Mexico (México) using Geographic Information Technologies

Abstract

The application of Geographic Information Technologies (GIT) allowed to identify and to quantify land cover changes between 1993 and 2000 in the state of Mexico. Using cross-tabulation matrix the total change, the net change, the interchanges and the systematic transitions of each category are calculated.

The results show that 77.7% of the landscape belongs to persistence whereas 22.2% suffered changes. The 16.6% of the changes correspond to interchanges between categories and 5.6%

are net change. The categories that have greater interchange were the crops and the grassland, while primary forest and secondary forest registered the greater net change.

Systematic transitions in the temperate forests and tropical forests cover indicate that the study area presents an interesting dynamics of disturbance recovery of these categories.

Key words: Land cover changes/GIT/systematic transition/state of Mexico.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años la preocupación en México por las cuestiones ecológicas ha crecido ampliamente. Las principales ciudades y zonas productivas del país presentan serios problemas de contaminación y pérdida de recursos como el suelo, vegetación y fauna. Asimismo el paisaje mexicano se ha transformado con el desarrollo económico y social, dando lugar a nuevas relaciones entre sus habitantes y la naturaleza.

Es necesario, por lo tanto, conocer la magnitud de los cambios ocurridos en la ocupación del suelo en el estado de México. Para ello, se calcularon las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambio de cada una de las categorías de estudio. Además se utilizaron índices de persistencia para obtener información adicional referente a la vulnerabilidad de cada una de las ocupaciones del suelo a ser transformadas a otras categorías.

Para detectar las señales más significativas de los cambios ocurridos en el paisaje se calcularon estadísticamente transiciones sistemáticas y transiciones aleatorias. Es importante sin embargo, distinguir las transiciones sistemáticas y aleatorias tradicionales de las usadas en modelos estadísticos (Braimoh, 2006). Usualmente las transiciones aleatorias pueden estar determinadas por procesos de cambio únicos, son transformaciones que ocurren con cierta rapidez y regularmente tienen que ver con la capacidad de recuperación o no recuperación de un ecosistema.

Lambin *et al.* (2003) consideran que las transiciones de corto plazo son causadas por diversos factores entre los que destacan la migración espontánea de la población, conflictos internos, cambios en las condiciones macroeconómicas de un país, entre otros. Las transiciones sistemáticas se presentan debido a procesos de cambio que tienden a desarrollarse de una manera más constante y están determinadas por el crecimiento natural de la población, el incremento de la comercialización, la falta de educación ambiental y los cambios en las políticas gubernamentales entre otros factores.

Para Braimoh (2006) las definiciones tradicionales se basan en factores causales de cambio, mientras que las definiciones estadísticas se basan solamente en el análisis de la tabulación cruzada. En un sentido estadístico se dice que una categoría de ocupación el suelo gana aleatoriamente de otras categorías si esas ganancias están en proporción al tamaño de las categorías que pierden. De igual forma se dice que una categoría de ocupación del suelo pierde aleatoriamente hacia otras categorías si esas pérdidas están en proporción al tamaño de las categorías que ganan. Cualquier valor grande ya

sea positivo o negativo que se aleje de estas proporciones se considera como una transición de tipo sistemático.

Esta forma de calcular transiciones sistemáticas cobra importancia si se observa que una gran mayoría de los estudios revisados de cambio de ocupación del suelo realizados en México y en otras partes del mundo, sólo se toma en consideración los totales de la fila y los totales de la columna en la tabulación cruzada, reportando sólo el cambio neto de cada categoría (Bocco *et al.* 2001; Flores *et al.* 2003, Sandoval y Oyarzun, 2004;; García *et al.* 2005; Ramírez y Zubieta 2005; Franco *et al.* 2006).

En este trabajo la dinámica de las transiciones sistemáticas se describe a través de las pérdidas y ganancias de las categorías vegetales, retomando el modelo propuesto por Velasquez *et al.*, (2002b) el cual establece procesos ecológicos específicos como la alteración, la sucesión secundaria, la deforestación y la revegetación.

Con estas premisas, en el presente trabajo se pretende:

1. Identificar la distribución y cuantificar la magnitud de los cambios ocurridos en la ocupación del suelo en el estado de México durante el período 1993 y 2000, destacando las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambios entre cada una de las categorías evaluadas.
2. Analizar la vulnerabilidad que presentan las ocupaciones del suelo a ser transformadas a otras categorías mediante el cálculo de índices de persistencia en relación a las ganancias, pérdidas y cambios netos de cada categoría.
3. Detectar los cambios más significativos del paisaje a través del cálculo de transiciones sistemáticas y aplicando un modelo de estimación de los procesos de la deforestación en términos de pérdidas y ganancias.

EL ESTUDIO DE LOS CAMBIOS DE OCUPACIÓN DEL SUELO EN MÉXICO

Estimaciones realizadas para México establecen que la superficie boscosa que cambió a otros usos durante el período de 1993-2002 fue de cerca de 359.400 ha, lo que supone una pérdida anual del 0,12% (FAO, 2006). Velásquez *et al.*, (2002a) calculan una tasa anual de deforestación de 1,02% para los bosques templados y de 2,06% para los bosques tropicales, con una pérdida total de 840.710 ha para el período 1993–2000. Sin embargo, datos oficiales en México calculan una pérdida de 1.814.801 ha de bosques y 3.570.858 ha de selvas para el período 1993-2000¹.

A pesar de que en México se han realizado diversos estudios sobre cambios de ocupación del suelo, los resultados obtenidos ofrecen cifras heterogéneas en cuanto a pérdida de los bosques. Algunos casos señalan una reducción de la masa forestal que varía de un 5% a un 25 % de la

¹ Datos estadísticos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). <http://www.conafor.gob.mx>

superficie en un período de 30 años (Palacio *et al.*, 2000; Bocco *et al.*, 2001). Otras estimaciones realizadas muestran que los métodos utilizados son diferentes; indefinidos en cuanto a los parámetros y variables que se incluyen; incomparables en términos de las categorías que utilizan y con escalas de trabajo incompatibles (Velásquez *et al.*, 2002a).

Esta situación difiere aún más si se analiza para cada tipo de vegetación o para una región en particular, sumado a que, en casi todos ellos, sólo se llega a cuantificar los cambios netos y/o cambios totales ocurridos, sin poner demasiado énfasis e incluso sin presentar las transiciones que se dan entre categorías. (Trejo y Hernández, 1996; Mas *et al.*, 1996; Mendoza y Dirzo, 1999; Díaz *et al.*, 2001).

El último inventario forestal a nivel nacional fue realizado en el año 2000 y se hizo de manera conjunta entre el Instituto Nacional de Ecología y el Instituto de Geografía de la UNAM. El estudio realiza un exhaustivo y valioso análisis de los procesos de cambio en la ocupación del suelo que ha sufrido el país durante el período de 1976–2000, calculando matrices de transición y sus respectivas tasas de deforestación (Velásquez *et al.*, 2002). Por otra parte la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) realizó un estudio de dinámica de cambio de la vegetación usando información de 1993 y 2002. Sus resultados fueron presentados en el *Global Forest Resources Assessment* de la FAO (2006), sin embargo este informe sólo ofrece datos de pérdida de la cubierta forestal sin entrar en detalles de pérdidas, ganancias y transiciones.

A nivel regional en México se han realizado estudios de cambio de ocupación del suelo, destacando el impacto que ocasionan estas transformaciones del paisaje en los diversos ecosistemas tanto terrestres como acuáticos y sus actividades económicas. García *et al.*, (2000) caracterizan zonas con uso inadecuado para la agricultura en un distrito de desarrollo rural en el estado de Guanajuato, los resultados indican que un período de 20 años el área agrícola se incrementó alrededor de 30.000 ha a expensas del uso pecuario y forestal.

Por su parte Mendoza *et al.*, (2002) estudiaron el impacto que provoca el cambio en la ocupación y uso del suelo sobre el balance hídrico de la cuenca cerrada del lago de Cuitzeo en Michoacán, mostrando aumento en los valores de escurrimiento como resultado del aumento de la superficie ocupada por asentamientos humanos. Además existen zonas de importancia ecológica como los manglares de la costa de Sinaloa al norte de México que están siendo alteradas, estudios recientes indican una tasa anual de deforestación de esta cubierta del alrededor del 0,3% (Alonso *et al.*, 2003).

Asimismo zonas de conservación y protección ecológica también están siendo perturbadas. En un estudio regional de cambio de la cubierta forestal en la región de los santuarios de la mariposa monarca en los estados de Michoacán y México, Ramírez y Zubieta, (2005) determinaron tasas de deforestación de 0,8% anual, en un período comprendido entre los años 1993 y 2000.

Respecto a los trabajos de cambio de ocupación del suelo que toman como área de análisis un estado completo destaca el realizado por Bocco *et al.*, (2001), quienes realizan una propuesta

metodológica para el estudio de los procesos de deforestación en el estado de Michoacán, la investigación comprende un período de 18 años a escala 1: 250.000 y demuestra que en ese lapso se perdieron 513.644 ha de bosques templados y 308.292 ha de selvas, correspondientes a tasas de deforestación de 1,8% y 1,0% anual respectivamente.

En condiciones más locales, Franco *et al.*, (2006) realizaron un análisis de la dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Los resultados arrojan una tasa de deforestación de 8,4% y una pérdida de 2.808 ha de masa forestal entre el año 1972 y el 2000. Por su parte, Castillo *et al.*, (1998), elaboraron un diagnóstico de cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas, para estimar áreas vulnerables a la transformación, durante el período 1972-1995, la tasa de deforestación calculada para este lapso es de 2,7%.

Un estudio más detallado de las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, hábitat de hibernación de la mariposa monarca ubicado entre los estados de México y Michoacán, estima una tasa de deforestación de 0,2% una cifra relativamente pequeña pero que en valores absolutos representa una pérdida de 2.450 ha de bosques densos, por su parte la superficie de bosques perturbados alcanzó la cifra de 10.000 ha en un período de casi 30 años (Ramírez, 2001).

Una de las coberturas vegetales más estudiadas en los últimos años en México son las selvas tropicales, esencialmente las que se localizan en el sur y sureste mexicano. Algunas cifras reportadas para esta región son importantes, como la tasa de deforestación del 5,0% encontrada en las selvas dentro de la Reserva de la Biosfera de Calakmul en el estado de Campeche (Reyes Díaz *et al.*, 2001) o la tasa de 4,3% detectada en la zona de Los Tuxtlas en el estado de Veracruz (Dirzo y García, 1991), Por su parte Guerra y Ochoa, (2006) estimaron una tasa de cambio por pérdida anual de 6,0% y de 34,9% en dos tipos de selvas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Un análisis de cambio en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo muestra una tasa de 2,0% (Cortina *et al.*, 1999). De la misma forma Mendoza y Dirzo, (1999) reportan tasas de 1,7% a 2,1% en la Selva Lacandona en el estado de Chiapas.

Contrariamente a los estudios anteriores, se han localizado zonas en el estado de Quintana Roo que han registrado un aumento en la cobertura de selvas, proveniente principalmente de la regeneración de áreas quemadas (Dupuy *et al.*, 2007). Otras áreas cercanas a la ciudad de Chetumal fueron deforestadas en los años ochenta para uso agrícola, abandonándose en años posteriores, lo que provocó una recuperación de 0,6% anual de selvas de la zona (García *et al.*, 2005).

Como puede comprobarse una gran parte de los trabajos revisados sólo calculan los cambios totales y las respectivas tasas de cambio, sin entrar a estudiar a detalle los datos que puede ofrecer la matriz de tabulación cruzada. Un análisis profundo de esta matriz propuesto por Pontius y otros (2004) permite cuantificar las pérdidas, ganancias, cambio neto e intercambios de cada categoría. De igual

forma separa entre una transición sistemática y una transición aleatoria lo que ayuda a identificar señales sistemáticas dentro de un patrón de cambio (Pontius *et al.*, 2004).

Existen estudios que han demostrado la utilidad de estos métodos para distinguir patrones de cambio sistemáticos del paisaje. Por ejemplo Alo y Pontius (2008) identifican transiciones sistemáticas de cambio de cobertura del suelo dentro y fuera de áreas protegidas en el suroeste de Ghana. De igual manera Braimoh (2006) y Versace *et al.* (2008) aplican los mismos métodos estadísticos para detectar cambios sistemáticos del paisaje en Ghana y Australia, complementándolos con una evaluación de las características de las zonas estables de cada categoría en relación con su ganancia, pérdida y cambio neto mediante los llamados índices de persistencia, estos valores indican la tendencia que tiene una categoría a transitar a otra o ser reemplazada según su persistencia.

METODOLOGÍA

En primer lugar se calcularon las pérdidas, ganancias, cambios netos e intercambios entre categorías, así como las transiciones sistemáticas y aleatorias (Pontius *et al.*, 2004). Además se calcularon los índices de persistencia de Braimoh (2006) para evaluar las características de las zonas estables de cada categoría en relación con sus pérdidas, ganancias y cambio neto.

En una segunda parte se utilizó el modelo de estimación del proceso de la deforestación propuesto por Velasquez *et al.*, (2002b) para localizar las transiciones sistemáticas en términos de ganancias y pérdidas.

Bases de datos de referencia

En este trabajo se tomaron como base de referencia para el análisis de los cambios de la ocupación del suelo dos mapas digitales escala 1:250 000 cedidos oficialmente por la Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología (INE). La base cartográfica del estudio comprende un mapa digital vectorial de vegetación y uso del suelo de 1993 denominado serie II elaborado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) y otro mapa vectorial del año 2000 correspondiente al Inventario Nacional Forestal 2000 (IFN2000) elaborado por el propio INE en convenio con el Instituto de Geografía (IG) de la UNAM..

La serie II se realizó al inicio de la década de los 90s como una actualización de las cartas de uso del suelo y vegetación de la denominada serie I que se hizo en la década de los 70. Se realizó en base a una interpretación visual de espaciomapas derivados de un mosaico de imágenes de satélite Landsat TM ajustados al cubrimiento de una hoja escala 1:250 000, los espaciomapas fueron elaborados con imágenes tomadas en 1993 e impresas en falso color con una combinación de 4,3,2 (RGB).

Por su parte la cobertura del Inventario Nacional Forestal se realizó durante el año 2000 tomando como insumo base la cartografía de la serie II del INEGI. Se realizó mediante interpretación visual de composiciones a color de imágenes Landsat ETM+ impresos a escala 1:125 000, el sistema clasificatorio es más sencillo que el de la serie II y está organizado en forma jerárquica en cuatro niveles de información.

En el año 2002 el INE realizó una evaluación de las bases de datos digitales utilizadas en este trabajo. Se evaluó y mejoró la calidad temática y geométrica de la serie II y del IFN2000. Según el reporte oficial de esta dependencia gubernamental, se establece un nivel de precisión y exactitud para cada una de las bases digitales del 95%. Además se generó una estrategia de compatibilidad entre cada base de datos para que pudieran ser comparables estadística y cartográficamente (Velásquez, *et al.*, 2002b).

Para definir la leyenda de los mapas fue necesario reclasificar las bases de datos originales. Se delimitaron dos niveles de información temática derivados de la clasificación del Inventario Nacional Forestal de México realizado en año 2000. Una leyenda a nivel de subformación y otra a nivel de tipo de vegetación (Tabla 1). Se respeta la organización jerárquica de la cubierta vegetal así como los criterios biológicos y geográficos de las diversas clases de vegetación de la clasificación original. En este trabajo solo se muestran los resultados mas detallados calculados para los tipos de vegetación.

Tabla 1 Categorías de ocupación del suelo en el estado de México (1993/2000)

Subformación		Tipo de vegetación
I.	Bosques	1. Bosque de coníferas
		2. Bosque de latifoliadas
		3. Bosque mixto
		4. Bosque mesófilo de montaña
II.	Bosques secundarios	5. Bosque de coníferas secundario
		6. Bosque de latifoliadas secundario
		7. Bosque mixto secundario
III.	Selvas	8. Selva baja caducifolia
IV.	Selvas secundaria	9. Selva baja caducifolia secundaria
V.	Cultivos	10. Agricultura de riego
		11. Agricultura de temporal
VI.	Matorral	12. Matorral xerófilo
VII.	Matorral secundario	13. Matorral xerófilo secundario
VIII.	Pastizal	14. Pastizal
IX.	Asentamiento humano	15. Asentamiento humanos
X.	Cuerpo de agua	16. Cuerpos de agua
XI.	Otros tipos de vegetación	17. Otros tipos de vegetación
		18. Áreas sin vegetación aparente
		19. Plantación forestal

Fuente: Elaboración propia

Análisis de los cambios de la ocupación del suelo

Tradicionalmente la localización y cuantificación de los cambios de la ocupación del suelo se realizan a través de una sobreposición cartográfica y una tabulación cruzada, generando de esta manera mapas y tablas de cambio que permiten identificar la magnitud y distribución espacial de la dinámica del cambio (Velásquez *et al.*, 2002a; Reyes *et al.*, 2006 y Dupuy *et al.*, 2007).

No obstante ser una técnica de análisis muy extendida en este campo de investigación, la tabulación cruzada, en muchos casos, no es analizada a profundidad, ya que la mayoría de las veces sólo se obtienen matrices de transición, tasas de cambio anual y superficies totales ocupadas por las distintas categorías del suelo de los tiempos 1 y 2. Sólo en algunas ocasiones se llegan a calcular las pérdidas y ganancias tomando en cuenta la persistencia del paisaje. En los estudios mencionados son escasos los trabajos que calculan y muestran a detalle el cambio neto, el intercambio y las transiciones sistemáticas y aleatorias que ocurren entre las diferentes categorías de la ocupación del suelo.

Para obtener las **pérdidas y ganancias** de cada categoría se debe en primera instancia construir una matriz de tabulación cruzada con el mapa del tiempo 1 (t1) y mapa del tiempo 2 (t2) , a continuación y siguiendo la metodología de Pontius *et al.* (2004) se estiman los cambios totales, netos, ganancias, pérdidas e intercambios de cada categoría.

La obtención de los **índices de persistencia** propuestos por Braimoh (2006), sirvieron para evaluar las características de las zonas estables en relación a las ganancias, pérdidas y cambios netos. El índice de ganancia a persistencia es calculado como $G_p = G_{ij} / P_{ji}$, por su parte el índice de pérdidas a persistencia es calculado como $L_p = L_{ij} / P_{ji}$, y el cambio neto a persistencia es calculado como $n_p = G_p - L_p$.

Los valores de los cocientes mayores a 1 indican que una categoría tiene una tendencia alta a presentar una transición hacia otra categoría más que a persistir.

Por otra parte, el enfoque de este trabajo no se orienta a la definición tradicional de cambio aleatorio y sistemático, si no más bien se ubica en un contexto de cambio aleatorio y sistemático de índole estadístico tal y como lo plantean Pontius *et al.*, (2004).

De acuerdo a lo anterior se considera que una **transición es aleatoria** si una categoría de ocupación del suelo tiene ganancias de otras categorías en proporción al tamaño de las categorías que han tenido pérdidas, o bien, si la pérdida de esa misma categoría está en proporción al tamaño de aquellas categorías que han ganado. Cualquier diferencia alta de estas proporciones representa una **transición sistemática** del paisaje (Braimoh, 2006).

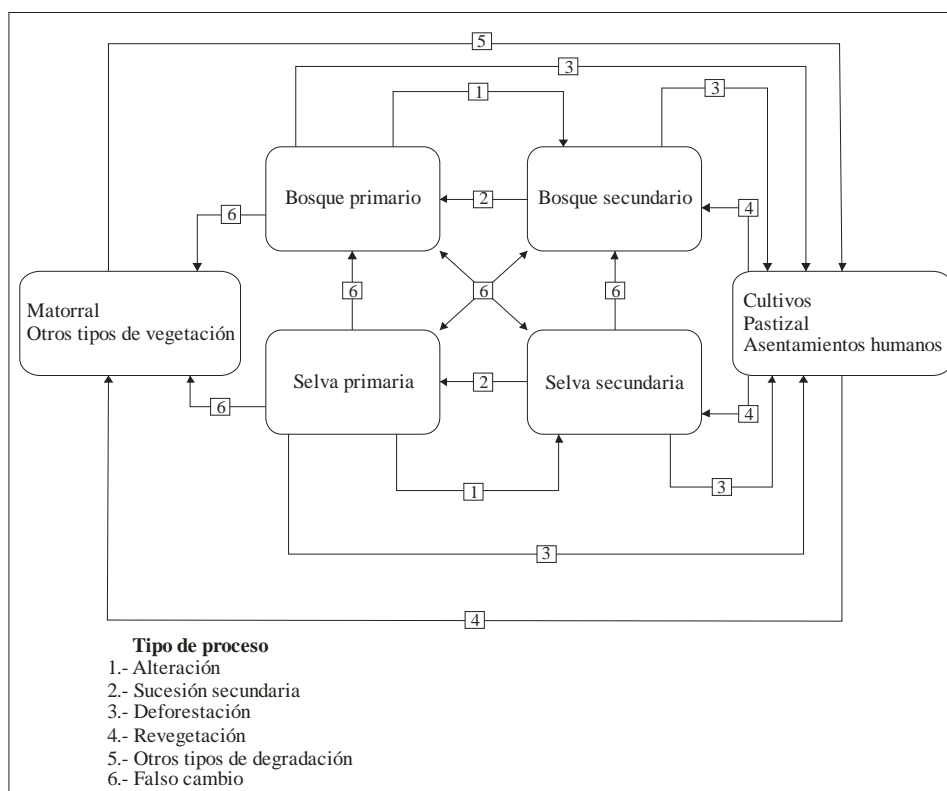
Para Alo y Pontius (2008), una transición es sistemática si la transición observada es diferente a la transición esperada debido a un proceso aleatorio. Así, el cálculo de las transiciones sistemáticas se hace en función de las ganancias y de las pérdidas por separado. Por su parte Versace *et al.*, (2008)

consideran que una transición aleatoria ocurre cuando una categoría reemplaza a otra categoría en proporción a su disponibilidad, mientras que una transición sistemática aparece cuando existe una variante respecto a un patrón aleatorio, por lo que la categoría en cuestión apuntará a otra categoría diferente para reemplazarla.

Las transiciones inter-categorías fueron calculadas de acuerdo a los pasos metodológicos propuestos por Braimoh (2006), los cuales sistematizan de alguna manera lo sugerido por Pontius *et al.*, (2004).

Así, las transiciones sistemáticas fueron consideradas como procesos de cambio y se utilizó un modelo de estimación del proceso de la deforestación planteado por Velázquez *et al.*, (2002b), el cual resalta procesos ecológicos de transformación en término de pérdidas como la alteración, la deforestación y otros tipos de degradación, mientras que para las transiciones en términos de ganancia establece la revegetación y la sucesión secundaria (Figura 1).

Figura 1. Modelo de estimación del proceso de deforestación



Fuente: Velázquez *et al.*, (2002b)

Tomando en consideración lo anterior, se calcularon las transiciones sistemáticas y aleatorias para cada tipo de vegetación, sin embargo y de acuerdo a los objetivos de este trabajo sólo se describen y analizan las transiciones sistemáticas de las categorías vegetales, es decir, las transiciones de las categorías de bosques, selvas, matorral, otros tipos de vegetación y áreas sin vegetación aparente.

Se relacionaron los procesos de recuperación de estas categorías vegetales con las transiciones sistemáticas en términos de ganancias y los procesos de perturbación de las mismas categorías vegetales con las transiciones sistemáticas en términos de pérdidas. Por su parte, los intercambios y los intercambios sistemáticos se presentan tanto en las pérdidas como en las ganancias.

Para visualizar la distribución espacial de estos procesos se cartografiaron las transiciones sistemáticas en términos de pérdidas y de ganancias según su tipo de proceso.

RESULTADOS

Descripción y cuantificación de los cambios a nivel de tipo de vegetación

Cambio neto, intercambios y cambio total

Se analizaron 19 categorías de ocupación del suelo del tiempo 1 y del tiempo 2. La Tabla 2 muestra un resumen en hectáreas y en porcentaje de las pérdidas, ganancias, cambio total, cambio neto e intercambios de estas categorías.

Tabla 2. Resumen de los cambios a nivel de tipo de vegetación (hectáreas y porcentaje)

	Total 1993		Total 2000		Ganancias		Pérdidas		Cambio total		Intercambio		Cambio neto		Relación	
	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	P/G	G/P
Bosque de coníferas	183737.50	8.25	170153.13	7.64	19545.31	0.88	33129.69	1.49	52675.00	2.36	39090.63	1.75	13584.38	0.61	1.7	0.6
Bosque de coníferas secundario	15020.31	0.67	30514.06	1.37	20137.50	0.90	4643.75	0.21	24781.25	1.11	9287.50	0.42	15493.75	0.70	0.2	4.3
Bosque de latifoliadas	117817.19	5.29	76023.44	3.41	19406.25	0.87	61200.00	2.75	80606.25	3.62	38812.50	1.74	41793.75	1.88	3.2	0.3
Bosque de latifoliadas secundario	67820.31	3.04	99317.19	4.46	52078.13	2.34	20581.25	0.92	72659.38	3.26	41162.50	1.85	31496.88	1.41	0.4	2.5
Bosque mixto	199367.19	8.95	150892.19	6.77	28078.13	1.26	76553.13	3.44	104631.25	4.70	56156.25	2.52	48475.00	2.18	2.7	0.4
Bosque mixto secundario	30584.38	1.37	56950.00	2.56	39992.19	1.80	13626.56	0.61	53618.75	2.41	27253.13	1.22	26365.63	1.18	0.3	2.9
Bosque mesófilo de montaña	9093.75	0.41	12293.75	0.55	5742.19	0.26	2542.19	0.11	8284.38	0.37	5084.38	0.23	3200.00	0.14	0.4	2.3
Selva baja caducifolia	50145.31	2.25	29628.13	1.33	3996.88	0.18	24514.06	1.10	28510.94	1.28	7993.75	0.36	20517.19	0.92	6.1	0.2
Selva baja caducifolia secundaria	67043.75	3.01	67401.56	3.03	21945.31	0.99	21587.50	0.97	43532.81	1.95	43175.00	1.94	357.81	0.02	1.0	1.0
Matorral xerófilo	1225.00	0.05	2715.63	0.12	1585.94	0.07	95.31	0.00	1681.25	0.08	190.63	0.01	1490.63	0.07	0.1	16.6
Matorral xerófilo secundario	11351.56	0.51	11864.06	0.53	5879.69	0.26	5367.19	0.24	11246.88	0.50	10734.38	0.48	512.50	0.02	0.9	1.1
Pastizal	307420.31	13.80	336151.56	15.09	121328.13	5.45	92596.88	4.16	213925.00	9.60	185193.75	8.31	28731.25	1.29	0.8	1.3
Otro tipo de vegetación	14931.25	0.67	14187.50	0.64	659.38	0.03	1403.13	0.06	2062.50	0.09	1318.75	0.06	743.75	0.03	2.1	0.5
Área sin vegetación aparente	9203.13	0.41	10357.81	0.46	1326.56	0.06	171.88	0.01	1498.44	0.07	343.75	0.02	1154.69	0.05	0.1	7.7
Agricultura de riego	249935.94	11.22	261826.56	11.75	44262.50	1.99	32371.88	1.45	76634.38	3.44	64743.75	2.91	11890.63	0.53	0.7	1.4
Agricultura de temporal	813540.63	36.52	794696.88	35.68	130423.44	5.86	149267.19	6.70	279690.63	12.56	260846.88	11.71	18843.75	0.85	1.1	0.9
Cuerpo de agua	13418.75	0.60	14559.38	0.65	3375.00	0.15	2234.38	0.10	5609.38	0.25	4468.75	0.20	1140.63	0.05	0.7	1.5
Plantación forestal	2160.94	0.10	3667.19	0.16	1956.25	0.09	450.00	0.02	2406.25	0.11	900.00	0.04	1506.25	0.07	0.2	4.3
Asentamientos humanos	63676.56	2.86	84293.75	3.78	24050.00	1.08	3432.81	0.15	27482.81	1.23	6865.63	0.31	20617.19	0.93	0.1	7.0
Total	2227493.75	100.00	2227493.75	100.00	545768.75	24.50	545768.75	24.50	545768.75	24.50	401810.94	18.04	143957.81	6.46		

Fuente: Elaboración propia

Los resultados expresan que de las 2 227 493,75 hectáreas de superficie total que tiene el estado de México, casi el 25% (545 768,75 ha) presentó algún cambio en la ocupación del suelo, del cual el 18,04 % (401 810,94 ha) corresponde a intercambios entre categorías y el 6,46 % (143 957,81 ha) a un cambio neto.

La agricultura de temporal y el pastizal son las que presentan mayores ganancias con 130 423,44 ha y 121 328,13 ha respectivamente. De igual modo, estas mismas categorías son las que más pierden con 149 267,19 ha y 92 596,88 ha cada una de ellas. La relación de pérdida/ganancia (P/G) de

estas categorías es de 1,1 y 0,8, mientras que su relación ganancia/pérdida (G/P) es de 0,9 y 1,3 respectivamente. Lo anterior significa que la agricultura de temporal tiende a perder más que a ganar y el pastizal tiende a ganar más que a perder. El bosque mixto es la tercera categoría que más pierde con 76 553,13 ha, con una relación de P/G de 2,7. Sin embargo, el valor más alto de P/G lo tiene la selva baja caducifolia (6,1), lo que quiere decir que esta categoría tiene seis veces más pérdida que ganancia. El bosque de latifoliadas pierde 61 200 ha y gana 19 406 ha, y su valor de P/G muestra una relación de 3,2, es decir, pierde tres veces más que lo que gana.

En cuanto a la relación de ganancia/pérdida (G/P), el bosque de coníferas secundario muestra un valor más alto (4,3) que el del bosque de coníferas (0,6), lo que indica que el bosque de coníferas secundario gana cuatro veces más que lo que pierde, mientras que el bosque de coníferas pierde más de lo que gana como lo demuestra su valor de P/G que es de 1,7.

Casi todos los bosques secundarios tienden a ganar más que a perder: el bosque de latifoliadas secundario tiene un valor de 2,5 de G/P, el bosque mixto secundario muestra un valor de 2,9 de G/P. Lo anterior revela que las categorías de bosques secundarios tienden a ganar superficie, como se muestran en sus cocientes de G/P, mientras que los bosques primarios tienden a perder superficie tal y como se observa en sus valores de P/G.

Otras categorías como el matorral xerófilo experimenta 16 veces más ganancias que pérdidas, sin embargo hay que tomar en consideración que el tamaño de esta categoría es la más pequeña de todas las 19 categorías que existen en este nivel. Las áreas sin vegetación aparente han ganado 1 326,56 ha y han perdido 171,88 ha con un valor de G/P de 7,7 es decir, gana casi 8 veces más de lo que pierde, aunque en términos absolutos es poco, en proporción se considera un valor significativo. Lo mismo sucede con las plantaciones forestales con un G/P de 4,3. Por su parte la categoría de asentamientos humanos tiene una ganancia de 24 050 ha y una pérdida de 3432 ha. aunque esta última puede deberse más a un error de la base cartográfica que a un cambio propiamente dicho. Sin embargo, el valor de G/P es de 7,0 que quiere decir que gana siete veces más que lo que pierde.

Por su parte el bosque de coníferas tiene un 1,75% de intercambio por 0,61% de cambio neto, el bosque de latifoliadas tiene casi el mismo intercambio (1,74%) que cambio neto (1,88%), lo mismo sucede con el bosque mixto que tiene 2,52% de intercambio por 2,18% de cambio neto y el bosque mixto secundario con 1,22% de intercambio por 1,18% de cambio neto. En términos relativos se observa que los cuatro tipos de bosques tienen casi el mismo intercambio y cambio neto, pero si se visualizan los valores absolutos de la Tabla 2 se pone de manifiesto que el total de hectáreas de bosques templados que han cambiado a otra ocupación es de 90 204,69.

Se debe resaltar que esta forma de analizar la matriz de transición permite distinguir claramente un cambio neto de un cambio total, ya que este último oculta de cierta manera los intercambios que se dan entre categorías. En este caso, durante el período de estudio y a nivel de tipo de vegetación el cambio total que sufrió el estado de México corresponde a 545 768,75 ha, de este cambio 401 810,94 ha corresponden a intercambios entre categorías y 143 957,81 ha son consideradas cambios netos.

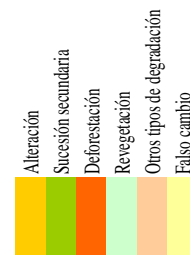
Índices de persistencia

El análisis de las características de las zonas de persistencia permitió conocer la vulnerabilidad que tienen las categorías a sufrir una transición de pérdida o ganancia. El porcentaje del territorio estatal que permaneció estable en el período de estudio fue del 75,50 %, mientras que el porcentaje de zonas que sufrieron algún cambio de ocupación del suelo fue del 24,50 %. Esto supone un porcentaje de cambio muy importante, pues según se desprende de otros estudios, el nivel de persistencia en el paisaje suele superar el 90% (Pontius *et al.*, 2004; Burnicki *et al.*, 2007; Plata *et al.*, 2008).

La diagonal de la Tabla 3 muestra en porcentaje las zonas que han permanecido estables durante el período estudiado, dicho de otro modo es la superficie de las categorías en las que no ha sido modificada la ocupación del suelo.

Tabla 3. Tabulación cruzada a nivel de tipo de vegetación 1993-2000 (Ha)

2000																									
1993	BC	BC_Sec	BL	BL_Sec	BMix	BMix_Sec	BMM	SBC	SBC_sec	MX	MX_Sec	PA	OTV	ASVA	AGR_R	AGR_T	CA	PF	AH	Total 1993	Pérdidas	Gp	Lp	np	
	15007.81	8271.88	115.63	625.00	1246.88	209.38	804.69	0.00	0.00	0.00	0.00	13617.19	0.00	108.13	165.63	7946.88	0.00	1.56	21.88	183737.50	33129.69	0.1	0.2	-0.1	
	1292.19	10376.56	79.69	39.06	348.44	0.00	0.00	0.00	17.19	0.00	0.00	531.25	0.00	0.00	9.38	2048.44	0.00	273.44	4.69	15020.31	4643.75	1.9	0.4	1.5	
	1637.50	378.13	56617.19	29671.88	4610.94	396.88	1739.06	4.69	593.75	0.00	0.00	14567.19	1.56	0.00	6.25	7256.25	0.00	0.00	335.94	117817.19	61200.00	0.3	1.1	-0.7	
	695.31	401.56	3932.81	47239.06	948.44	153.13	0.00	4.69	25.00	0.00	981.25	7343.75	0.00	0.00	439.06	5528.13	1.56	126.56	0.00	67820.31	20581.25	1.1	0.4	0.7	
	971.88	854.69	1753.13	3140.63	122814.06	28404.69	2081.25	0.00	225.00	0.00	0.00	9043.75	0.00	0.00	3668.75	25876.56	125.00	0.00	407.81	199367.19	76553.13	0.2	0.6	-0.4	
	4.69	0.00	9.38	3.13	1651.56	16957.81	1.56	0.00	587.50	0.00	0.00	3253.13	0.00	0.00	860.94	7251.56	3.13	0.00	0.00	30584.38	13626.56	2.4	0.8	1.6	
	6.25	0.00	0.00	0.00	760.94	564.06	6551.56	0.00	0.00	0.00	0.00	4.69	0.00	0.00	396.88	809.38	0.00	0.00	0.00	9093.75	2542.19	0.9	0.4	0.5	
	0.00	0.00	956.25	289.06	3.13	0.00	0.00	25631.25	13560.94	0.00	0.00	8034.38	0.00	0.00	1.56	1668.75	0.00	0.00	0.00	50145.31	24514.06	0.2	1.0	-0.8	
	221.88	503.13	389.06	285.94	3.13	10.94	0.00	3176.56	45456.25	0.00	0.00	10584.38	0.00	0.00	421.88	5990.63	0.00	0.00	0.00	67043.75	21587.50	0.5	0.5	0.0	
	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1129.69	93.75	1.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1225.00	95.31	1.4	0.1	1.3	
	0.00	0.00	323.44	523.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	37.50	5984.38	1959.38	0.00	0.00	3.13	2515.63	0.00	0.00	4.69	11351.56	5367.19	1.0	0.9	0.1	
	1529.69	1528.13	3618.75	5775.00	2223.44	1854.69	0.00	560.94	4300.00	1181.25	945.31	214823.44	0.00	478.13	16751.56	49640.63	1179.69	479.69	550.00	307420.31	92596.88	0.6	0.4	0.1	
	0.00	0.00	0.00	1.56	0.00	0.00	0.00	3.13	0.00	0.00	0.00	0.00	13528.13	451.56	615.63	14.06	300.00	0.00	17.19	14931.25	1403.13	0.0	0.1	-0.1	
	4.69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.38	12.50	9031.25	6.25	0.00	125.00	0.00	14.06	9203.13	171.88	0.1	0.0	0.1	
	9.38	54.69	1585.94	671.88	173.44	328.13	12.50	1.56	29.69	0.00	0.00	9782.81	496.88	6.25	217564.06	11671.88	504.69	0.00	7042.19	249935.94	32371.88	0.2	0.1	0.1	
	13170.31	8145.31	6642.19	11043.75	16098.44	8068.75	1103.13	245.31	2606.25	367.19	3859.38	40789.06	148.44	276.56	19648.44	664273.44	803.13	1070.31	15181.25	813540.63	149267.19	0.2	0.2	0.0	
	0.00	0.00	0.00	0.00	9.38	1.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.00	0.00	1.56	600.00	1128.13	11184.38	0.00	468.75	13418.75	2234.38	0.3	0.2	0.1	
	1.56	0.00	0.00	1.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.13	0.00	0.00	0.00	109.38	332.81	1710.94	1.56	2160.94	450.00	1.1	0.3	0.9	
	0.00	0.00	0.00	6.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1778.13	0.00	9.38	667.19	967.19	0.00	4.69	60243.75	63676.56	3432.81	0.4	0.1	0.3	
Total 2000	170153.13	30514.06	76023.44	99317.19	150892.19	56950.00	12293.75	29628.13	67401.56	2715.63	11864.06	336151.56	14187.50	10357.81	261826.56	794696.88	14559.38	3667.19	84293.75	2227493.75	545768.75				
Canencias	19545.31	20137.50	19406.25	52078.13	28078.13	39992.19	5742.19	3996.88	21945.31	1585.94	5879.69	121328.13	659.38	1326.56	44262.50	130423.44	3375.00	1956.25	24050.00	545768.75					



Fuente: Elaboración propia

El valor más alto de estabilidad lo tiene la agricultura de temporal con un 29,8% de zonas estables, le sigue la agricultura de riego con el 9,8% de superficie estable. Asimismo el 9,6% territorio que estaba ocupada por pastizal en 1993 se mantuvo igual en el año 2000. Las áreas estables del bosque de coníferas y del bosque mixto corresponden al 6,8% y 5,5 %, de la superficie del estado, mientras que el 2,7 de asentamientos humanos, el 2,5 % de bosque de latifoliadas, el 2,1% del bosque de latifoliadas secundario y el 2,0% de la selva baja caducifolia mantuvieron la misma área en el período estudiado. El porcentaje de superficie de las zonas persistentes de las demás categorías es inferior al 2,0%.

De nueva cuenta se utilizaron los índices de Braimoh (2006) para comprender mejor las características de la persistencia. Como puede observarse en las tres últimas columnas de la Tabla 2 gran parte de las categorías a nivel de tipo de vegetación tienden a persistir más que a perder o a ganar, no obstante destacan el bosque de coníferas secundario y el bosque mixto secundario que tienen un índice de ganancia-persistencia (G_p) de 1,9 y 2,4 respectivamente, lo cual indica que tienden a ganar más que a persistir.

Por lo contrario, el bosque de coníferas, el bosque de latifoliadas, el bosque mixto y la selva baja caducifolia, es decir las coberturas con poca o nula alteración, muestran valores negativos en el índice de cambio neto-persistencia (n_p) lo que significa que estas categorías tienden más a perder que a ganar en función de su persistencia, en el caso del bosque de latifoliadas y de la selva baja caducifolia sus pérdidas netas corresponde a un 70 % y 80 % de su respectiva persistencia, mientras que el bosque de coníferas y el bosque mixto sus pérdidas netas son sólo el 10% y el 40% de su persistencia.

Transiciones sistemáticas y aleatorias

Para tener una visión más detallada de los procesos de cambio que se dieron en el estado de México se realizó un cálculo de las transiciones sistemáticas que se dieron entre 1993 y 2000 a nivel de tipo de vegetación. Estas transiciones fueron calculadas de acuerdo al tamaño de las categorías, tanto en términos de ganancias como en términos de pérdidas (Pontius et al., 2004).

La Tabla 3 muestra la matriz de transición con los resultados en hectáreas del cruce del t1 y el t2. Con esta tabla y utilizando el modelo de estimación del proceso de deforestación de Velázquez *et al.*, (2002b), se identificaron los procesos de sucesión secundaria y revegetación para el caso de las transiciones en términos de ganancia y los procesos de alteración, deforestación y otros tipos de degradación para las transiciones en términos de pérdidas, los cuales sirvieron para identificar las transiciones sistemáticas. Por su parte, los intercambios y los intercambios sistemáticos ocurrieron tanto en las pérdidas como en las ganancias.

Modelo de estimación del proceso de la deforestación

En la tabla 4 se muestran las 18 transiciones sistemáticas que se presentaron en términos de **ganancias**, 4 de estas transiciones se consideran sucesión secundaria, 7 son intercambios sistemáticos, 2 son revegetación y 5 intercambios. Los procesos de transformación o sucesión secundaria los presentan el bosque de coníferas, el bosque de latifoliadas, el bosque mixto y la selva baja caducifolia. Las tasas de ganancia de estos ecosistemas son de 8, 5, 3 y 25 veces mayores a lo esperado por un proceso aleatorio de ganancia, en números absolutos representan 10 090,7 ha de bosques y selvas que han recuperado su condición primaria a partir de coberturas más degradadas.

Tabla 4 Transiciones sistemáticas en términos de ganancias

Transición sistemática	$(Go-Ge)/Ge$	Tipo de proceso
Bosque de coníferas gana del bosque de coníferas secundario	8	Sucesión secundaria
Bosque de coníferas secundario gana del bosque de coníferas	4	Intercambio sistemático
Bosque de latifoliadas gana del bosque de latifoliadas secundario	5	Sucesión secundaria
Bosque de latifoliadas secundario gana del bosque de latifoliadas	9	Intercambio sistemático
Bosque mixto gana del bosque de latifoliadas	2	Intercambio
Bosque mixto gana del bosque mixto secundario	3	Sucesión secundaria
Bosque mixto gana del bosque mesófilo de montaña	5	Intercambio
Bosque mixto secundario gana del bosque mixto	7	Intercambio sistemático
Bosque mixto secundario gana del bosque mesófilo de montaña	2	Intercambio
Bosque mesófilo de montaña gana del bosque de latifoliadas	5	Intercambio
Bosque mesófilo de montaña gana del bosque mixto	3	Intercambio
Selva baja caducifolia gana de la selva baja caducifolia secundaria	25	Sucesión secundaria
Selva baja caducifolia secundaria gana de la selva baja caducifolia	26	Intercambio sistemático
Matorral xerófilo gana del pastizal	4	Revegetación
Matorral xerófilo secundario gana del matorral xerófilo	28	Intercambio sistemático
Otros tipos de vegetación gana de las áreas sin vegetación aparente	4	Intercambio sistemático
Otros tipos de vegetación gana de la agricultura de riego	6	Revegetación
Áreas sin vegetación aparente gana de los otros tipos de vegetación	50	Intercambio sistemático

Fuente: Elaboración propia

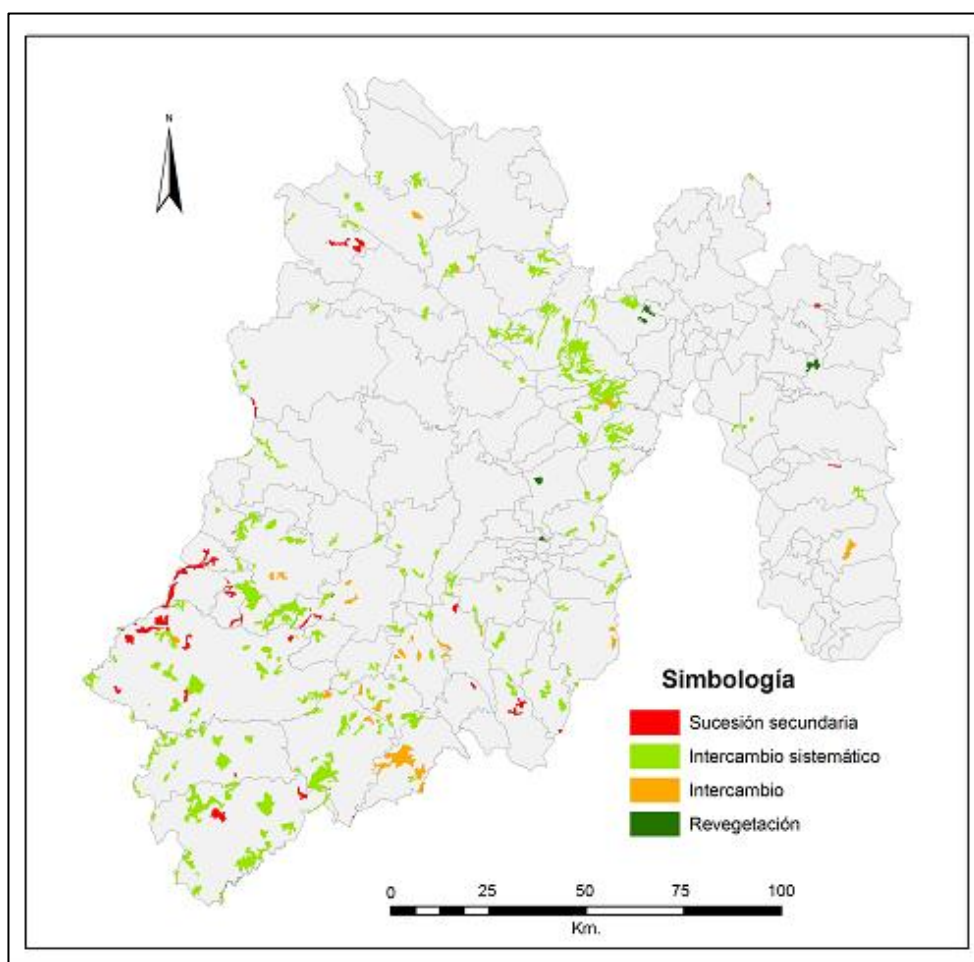
Por otra parte, es evidente el intercambio sistemático que existe entre categorías de un mismo tipo. Por ejemplo la selva baja caducifolia secundaria tiene un intercambio sistemático 26 veces mayor a lo esperado que procede de la selva baja caducifolia, el bosque de latifoliadas secundario presenta un intercambio sistemático 9 veces mayor a la esperada que proviene del bosque de latifoliadas, del mismo modo el bosque mixto secundario gana del bosque mixto en una tasa 7 veces mayor a la esperada. Las mayores magnitudes de intercambio sistemático las presentan el matorral xerófilo secundario y las áreas sin vegetación aparente, el primero gana 28 veces más de lo esperado del matorral xerófilo y el segundo gana de los otros tipos de vegetación en 50 veces más de lo esperado.

Por su parte, la revegetación del matorral xerófilo proviene del pastizal en una magnitud 4 veces mayor a la esperada, así como la que aporta la agricultura de riego a los otros tipos de

vegetación en una tasa 6 veces mayor. Estos procesos de revegetación representan sólo 1 678,2 ha en números absolutos.

Es interesante también observar que todos los intercambios que no son sistemáticos se dan sólo entre categorías relacionadas a bosques aunque no de manera directa. Destacan las ganancias 5 veces mayores a las esperadas que tienen el bosque mixto a costa del bosque mesófilo de montaña y el bosque mesófilo de montaña a expensas del bosque de latifoliadas. El propio bosque mesófilo tiene otro intercambio de ganancia con el bosque mixto, el bosque mixto gana del bosque de latifoliadas y el bosque mixto secundario gana del bosque mesófilo de montaña, estos tres últimos intercambios aunque tienen tasas menores de 2 y 3 veces, no dejan de ser importantes para los procesos ecológicos que en ellos se desarrollan. La figura 2 muestra la localización de las transiciones sistemáticas en términos de ganancia según su tipo de proceso.

Figura 2 Transiciones sistemáticas en término de ganancias



Fuente: Elaboración propia

En la tabla 5 se muestran las 20 transiciones sistemáticas que se obtuvieron en términos de **pérdidas**, 4 de estas transiciones son consideradas como procesos de alteración de coberturas

consideradas primarias, 4 son consideradas como procesos de deforestación de bosques y selvas sean primarias o secundarias, 6 son intercambios sistemáticos, 4 se estiman sólo intercambios y 2 transiciones sistemáticas son evaluadas como otros tipos de degradación. Las transiciones que se pueden considerar como procesos de alteración son los que presentan el bosque de coníferas, el bosque de latifoliadas, el bosque mixto y la selva baja caducifolia, con tasas de pérdida que oscilan entre 16, 10, 13 y 17 veces mayores a lo esperado por un proceso aleatorio de pérdida, esto en números absolutos representan 80 003,2 de ha de bosques y selvas que han sido alterados de su condición primaria transformándose a coberturas secundarias.

Tabla 5 Transiciones sistemáticas en términos de pérdidas

Transición sistemática	$(Po-Pe)/Pe$	Tipo de proceso
Bosque de coníferas pierde y pasa a bosque de coníferas secundario	16	Alteración
Bosque de coníferas pierde y pasa a pastizal	2	Deforestación
Bosque de coníferas secundario pierde y pasa a bosque de coníferas	3	Intercambio sistemático
Bosque de latifoliadas pierde y pasa a bosque de latifoliadas secundario	10	Alteración
Bosque de latifoliadas pierde y pasa a bosque mesófilo de montaña	4	Intercambio
Bosque de latifoliadas secundario pierde y pasa a bosque de latifoliadas	4	Intercambio sistemático
Bosque de latifoliadas secundario pierde y pasa a pastizal	1	Deforestación
Bosque mixto pierde y pasa a bosque mixto secundario	13	Alteración
Bosque mixto pierde y pasa a bosque mesófilo de montaña	4	Intercambio
Bosque mesófilo de montaña pierde y pasa a bosque mixto	3	Intercambio
Bosque mesófilo de montaña pierde y pasa a bosque mixto secundario	8	Intercambio
Selva baja caducifolia pierde y pasa a selva baja caducifolia secundaria	17	Alteración
Selva baja caducifolia pierde y pasa a pastizal	1	Deforestación
Selva baja caducifolia secundaria pierde y pasa a selva baja caducifolia	10	Intercambio sistemático
Selva baja caducifolia secundaria pierde y pasa a pastizal	2	Deforestación
Matorral xerófilo secundario pierde y pasa a matorral xerófilo	5	Intercambio sistemático
Matorral xerófilo secundario pierde y pasa a pastizal	1	Otros tipos de degradación
Otros tipos de vegetación pierden y pasa a áreas sin vegetación aparente	68	Intercambio sistemático
Otros tipos de vegetación pierden y pasa a agricultura de riego	3	Otros tipos de degradación
Áreas sin vegetación aparente pierde y pasa a otros tipos de vegetación	10	Intercambio sistemático

Fuente:Elaboración propia

Contrario a lo esperado, las transiciones sistemáticas que representan procesos de deforestación son pocas, destaca el bosque de coníferas y la selva baja caducifolia secundaria que pierden en una magnitud 2 veces mayor a la esperada a favor del pastizal. Por su parte el bosque de latifoliadas secundario y la selva baja caducifolia sólo pierden en tasas 1,26 y 1,14 mayor a lo esperado respectivamente. Sin embargo, en números absolutos el proceso de deforestación en el estado de México arroja un saldo de 39 579,8 ha de bosques y selvas perdidos que han pasado de forma sistemática más que aleatoria a convertirse en pastizales.

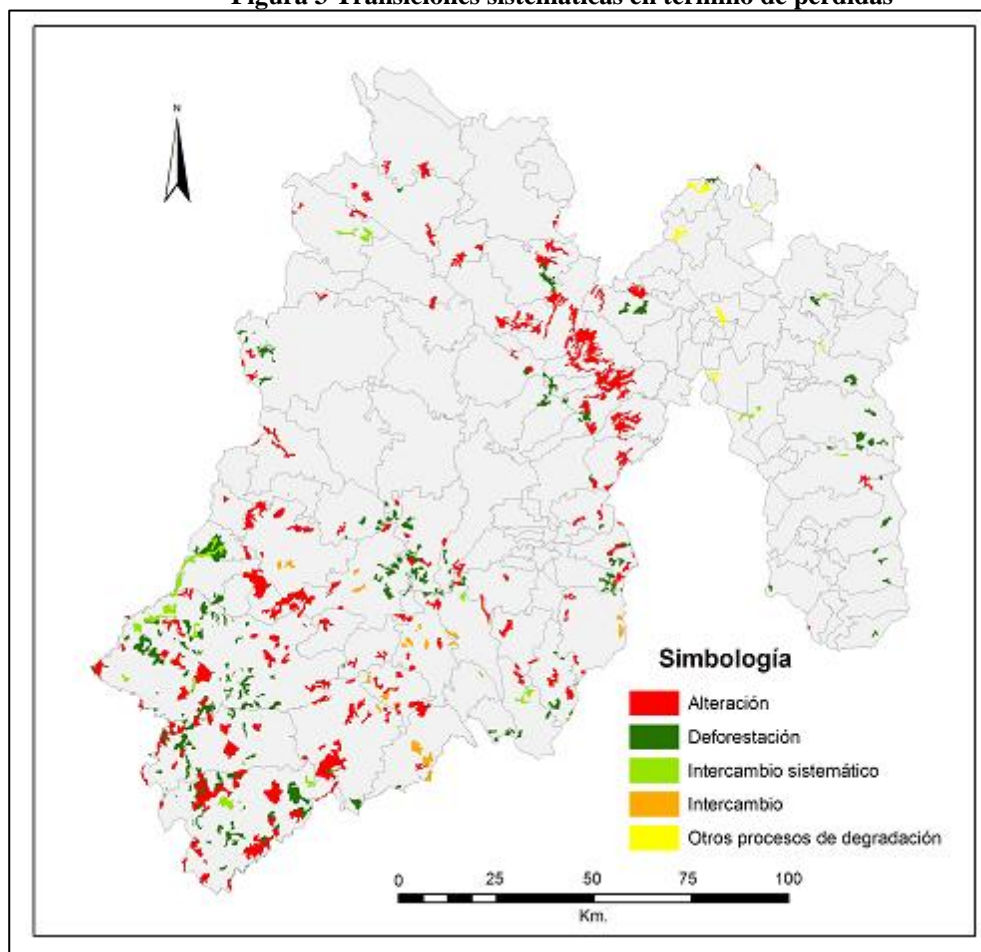
También es evidente el intercambio sistemático que existe en estas mismas categorías, por ejemplo la selva baja caducifolia secundaria pierde superficie a favor de la selva baja caducifolia en una magnitud 10 veces mayor a la esperada por un proceso aleatorio de pérdida, de igual forma el bosque de latifoliadas secundario presenta una transición sistemática 4 veces mayor a la esperada a favor del bosque de latifoliadas. El bosque de coníferas secundario pierde en 3 veces más de lo

esperado y pasa a bosque de coníferas, el matorral xerófilo secundario pasa a matorral xerófilo en una magnitud de pérdida 5 veces más a lo esperado. Otro intercambio sistemático aunque no de coberturas forestales es el que presentan la categoría otros tipos de vegetación y la categoría áreas sin vegetación aparente que tienen un intercambio sistemático de 68 y 10 veces mayor a lo esperado.

Al igual que en las transiciones en términos de ganancias, los intercambios que no son sistemáticos se presentan sólo en las categorías de bosques. Por ejemplo el bosque mesófilo de montaña pierde en una proporción 8 veces mayor a lo esperado y pasa a ser bosque mixto secundario, el bosque de latifoliadas y el bosque mixto tienen una pérdida 4 veces más de lo esperado a favor del bosque mesófilo de montaña, mientras que el bosque mesófilo de montaña pierde superficie y se transforma en bosque mixto en una tasa 3 veces mayor a lo esperado por un proceso aleatorio de pérdida.

Existen otros procesos de degradación como la de los otros tipos de vegetación que pierden 3 veces más de lo esperado a favor de la agricultura de riego y el matorral xerófilo secundario que pierde en una proporción de 1,41 veces más de lo esperado. La Figura 3 muestra la localización de las transiciones sistemáticas en términos de pérdidas según su tipo de proceso.

Figura 3 Transiciones sistemáticas en término de pérdidas



Fuente: Elaboración propia

CONCLUSIONES

Este estudio ha permitido comprobar que el estado de México sufre un importante cambio en las ocupaciones del suelo entre 1993 y el año 2000.

En concreto, los bosques existentes en el estado han perdido una cantidad importante de superficie, en torno a 40000 Has.

Se han podido identificar casi todos los procesos, relacionados con la deforestación y señalados en la figura 1, de modo que diferentes tipos de bosques sufren alguna variante de ellos.

La nueva metodología para el análisis de la tabla de cruces de las ocupaciones permite identificar mejor todas las situaciones y poder emparejar, con facilidad, las ganancias y pérdidas de ciertas categorías con procesos de deforestación, lo que supone un interesante resultado metodológico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alo, C.A. y Pontius Jr. R. G. (2008). "Identifying systematic land-cover transitions using remote sensing and GIS: the fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana" *Environment and Planning B: Planning and Design* 35(2) 280–295.

Alonso Pérez, F., A. Ruiz Luna, Turner J., C. Berlanga Robles y J. Mitchelson (2003). "Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico". *Ocean and Coastal Management* 46, pp. 583–600.

Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 44, pp. 18-38.

Braimoh, A.K., (2006). "Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana". *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113, pp. 254–263.

Burnicki, A.C.; Brown, D.G.; Goovaerts, P. (2007). "Simulating error propagation in land-cover change analysis: the implications of temporal dependence", *Computers, Environment and Urban Systems*, 31, pp. 282-302.

Castillo S., M.A., García-Gil, G., March, I.J., Fernández, J.C., Valencia, E., Osorio, M. y Flamenco, A. (1998). *Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final*. El Colegio de la Frontera Sur-Fondo Mundial para la Naturaleza WWF México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, pp. 121.

Cortina, V.S., Macario, M.P. y Ogneva-Himmelberger, Y. (1999). Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 38, pp.41-56.

- Díaz, G. J.; García, G; Castillo, O. y March, I. (2001). "Uso del suelo y transformación de selvas en un ejido de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. México. Num. 44: 39-53.
- Dirzo, R. y García, M.C. (1991). "Rates of deforestation in Los Tuxtlas a Neotropical Area in Southeast Mexico". *Conservation Biology* 6: pp. 84-90.
- Dupuy, R.J.; González, I.J.; Iriarte, V.S.; Calvo, I.L.; Espadas, M.C.; Tun, D.F. y Dorantes, E.A. (2007). "Cambio de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 62, pp.104-124.
- FAO (2006). *Global forest resources assessment 2005 Progress towards sustainable forest management* Resources Assessment Working Paper 147. Rome.
- Flores L. J. C., Monterroso, O. y Ibrahim, M. (2003). "Factores Económicos que afectan el uso de la tierra en el bosque seco tropical de Costa Rica: Una revisión de la teoría y estudio de caso". *Boletín Digital del Centro Virtual LEAD*. Vol. 3, N° 2, Noviembre.
- Franco, Maass, S., H.H. Regil García, C. González y Nava, G. (2006). "Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 61, pp. 38-57.
- García, N.H., López, J., Moreno, R., Villers, M. García, R. (2000). "Delimitación y caracterización de las tierras con uso inadecuado para la agricultura en el distrito de desarrollo rural 004, Celaya, Guanajuato", *Terra* Vol. 18 Num. 1.
- García, R.G., Schmook, B. y Espejel, C.I. (2005). "Dinámica en el uso del suelo en tres ejidos cercanos a la ciudad de Chetumal, Quintana Roo". *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 58, pp. 122-139.
- Guerra, M.V. y Ochoa, G.A. (2006). "Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000)". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 59, pp.7-25.
- Lambin, E.F., Helmut, J.G., Lepers, E. (2003). "Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions". *Annual Reviews Environment Resource*. 28, 205–241.
- Mas, J.F., Sorani V. y Alvarez R., (1996) "Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín Especial del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 5, pp. 43-57.

- Mendoza, E. y Dirzo, R. (1999). "Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot", *Biodiversity and Conservation*, 8, pp. 1641. Netherlands.
- Mendoza, M., Bocco, G., López, E. y Bravo, M. (2002). "Implicaciones hidrológicas del cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo: una propuesta de análisis espacial a nivel regional en la cuenca cerrada del lago de Cuitzeo, Michoacán". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 49, pp.92-117.
- Palacio, J.L., Bocco, G., Velásquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., Palma, M., Trejo, I., Peralta, A., Prado, J., Rodríguez, A., Mayorga, R., González, F. (2000). "La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000", *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 43, pp.183-203.
- Plata Rocha, W.; Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (en prensa). "Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000)", *Scripta Nova. Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*.
- Pontius, R.G.; Shusas, E. y McEachern, M. (2004). "Detecting important categorical land changes while accounting for persistence", *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(2-3) pp. 251-268.
- Ramírez, R.I. (2001). "Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994-2000". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 45, pp.39-55.
- Ramírez, R.I. y Zubieta, R. (2005). *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca. México D.F.
- Reyes Díaz, G.J., García, G.G., Castillo, A.O. y March, M.I. (2001). "Uso del suelo y transformación de selvas en un ejido de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 44, pp.39-53.
- Reyes, H.H.; Aguilar, R.M.; Aguirre, R.J. y Trejo, V.I. (2006). "Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 59, pp.26-42.
- Sandoval, V. y Oyarzun, V. (2004). "Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo". *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales*. No. 011. Universidad Nacional de Santiago de Estero, Argentina, pp. 9-21.

- Trejo, I. y Hernández, J. (1996). "Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 5, pp.11-18.
- Velásquez, A.; Mas, J.F.; Díaz, G.J.; Mayorga, S. R.; Alcántara, P.C.; Castro, R., Fernández, T.; Bocco, G.; Ezcurra, E. y Palacio, J.L. (2002a). "Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México", *Gaceta Ecológica*, Num. 62. INE, México, pp. 21-37.
- Velásquez, A.; Mas, J.F. y Palacio, J.L. (2002b). "Análisis de cambio de uso del suelo. Mapas de análisis del cambio de uso del suelo". Instituto de Geografía. UNAM, México, pp. 1-82.
- Versace, V.L.; Ierodiaconou, D.; Stagnitti, F. y Hamilton, A.J. (2008). "Appraisal of random and systematic land cover transitions for regional water balance and revegetation strategies". *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 123, pp. 328–336.

Páginas WEB

Consejo Estatal de Población. <http://www.edomex.gob.mx/portal/page/portal/coespo>

Comisión Nacional Forestal. <http://www.conafor.gob.mx>

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. <http://inegi.gob.mx>

Pineda Jaimes, N.B., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. (Aceptado).
“Aproximación a los factores que inciden en la pérdida de la cobertura forestal en el Estado de México y su variación espacial mediante modelos de regresión”.
Comunicaciones de 5° Coloquio Geográfico sobre América Latina.

APROXIMACIÓN A LOS FACTORES QUE INCIDEN EN LA PÉRDIDA DE LA COBERTURA FORESTAL EN EL ESTADO DE MÉXICO Y SU VARIACIÓN ESPACIAL MEDIANTE MODELOS DE REGRESIÓN

*Pineda Jaimes Noel Bonfilio*¹
noel.pineda@alu.uah.es

*Bosque Sendra Joaquín*²
*Gómez Delgado Montserrat*²
*Franco Plata Roberto*¹

1. Introducción

En las últimas décadas el enfoque de la sostenibilidad ambiental ha provocado que los estudios científicos sobre las causas y efectos de los cambios en la ocupación y uso del suelo cobren mayor relevancia. (Lambin y Geist, 2006). Las causas que inducen estos cambios pueden ser diversas, sobre todo en el caso de las superficies boscosas y se subdividen en dos grandes grupos: a) causas próximas y b) causas subyacentes (Lambin, 1997). Las primeras son actividades y acciones que afectan directamente al uso del suelo, por ejemplo, la extracción de madera o la construcción de caminos. Mientras que las segundas son los factores fundamentales que sostienen las causas próximas como los demográficos, económicos, tecnológicos, institucionales y culturales (Geist y Lambin, 2001; Verburg *et al.*, 2004).

Según Angelsen y Kaimowitz, (1999) lo primero es identificar los agentes involucrados en el proceso de cambio, es decir, las fuentes de deforestación y después dar paso al análisis de las causas que la provocan. Entre las fuentes principales se encuentran los programas de colonización y desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, muchas veces alentados por programas y políticas del gobierno, la explotación forestal comercial desmedida y la extracción ilegal (Morán y Galleti, 2002)

En las últimas décadas, en diversas regiones de México, la deforestación y alteración de los ecosistemas forestales es alarmante, muchos de los estudios revisados así lo demuestran (Deininger y Minten, 1996; Bocco *et al.*, 2001; Blackman *et al.*, 2003; Reyes *et al.*, 2003; Chowdhury, 2006 y Alix-García, 2007). En el caso del Estado de México, aunque la problemática no se presenta con la magnitud de las zonas tropicales, no deja de ser preocupante, así lo expresan algunos estudios locales y regionales (Franco *et al.*, 2006a; Franco *et al.*, 2006b; Pineda *et al.*, 2009)

Para modelar y conocer las razones y causas de la pérdida de la cobertura forestal en el Estado de México, en este trabajo se aplica dos métodos de análisis. Un método tradicional de regresión por Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) y otro método de regresión más novedoso en esta temática, denominado Regresión Geográficamente Ponderada (RGP). Es preciso señalar que se hace mayor énfasis en la RGP ya que es el método que nos aproximará a comprender de manera global los procesos que han provocado ésta pérdida, entendidos estos como una compleja interacción de factores biofísicos, socioeconómicos, culturales y políticos.

¹ Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México

² Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá

Por lo anterior, este estudio tiene como objetivo principal conocer y relacionar las causas y los factores que han inducido la pérdida de la superficie forestal del Estado de México durante el período 1993-2000, usando modelos de regresión global y local para cada una de las coberturas forestales.

2. Antecedentes

Aunque una buena parte de los trabajos revisados utilizan modelos de regresión lineal múltiple y regresión logística para modelar la deforestación y los cambios de la ocupación y uso del suelo, existen otros métodos menos conocidos y más novedosos en estos temas como la RGP. Esta técnica ha sido desarrollada para la exploración y descripción de datos espaciales, principalmente cuando prevalecen relaciones que no son estacionarias en el espacio (Brudson *et al.*, 1998).

Debido al reciente desarrollo de este tipo de regresión, gran parte de los trabajos se orientan a temas económicos y urbanos, sobre todo a la evaluación y predicción de los precios de la vivienda y renta per cápita de los hogares (Collazos *et al.*, 2006; Chasco *et al.*, 2007). Pero también ha sido aplicada para conocer la variabilidad espacial en temas como industria y pobreza alimentaria (Huang y Leung, 2002; Farrow *et al.*, 2005).

Partridge *et al.*, (2006), utiliza la RGP para conocer la distribución espacial del crecimiento del empleo en los condados no metropolitanos de los Estados Unidos. Por su parte, Lufin y Atienza (2007) en un informe del Observatorio Regional de Desarrollo Humano de la Universidad Católica del Norte de Chile, utilizan la misma herramienta para estimar medidas de accesibilidad de la población a un conjunto de servicios sociales en una región chilena. Más recientemente Kamarianakis *et al.*, (2008) utilizan un modelo de RGP para estimar de manera local la distribución de la precipitaciones en algunas zonas del mediterráneo. Mientras que Tu y Guo (2008) la aplican para examinar las relaciones que se dan entre el uso del suelo y la calidad del agua en una zona del estado de Massachusetts, Estados Unidos.

Uno de los pocos trabajos encontrados en la bibliografía especializada sobre deforestación utilizando RGP, es el de Witmer (2005), quien examina la relación entre la densidad de población y la deforestación a nivel mundial. Los parámetros estimados sugieren que la deforestación en las próximas décadas será más intensa en la África tropical que en la Amazonia.

Por otra parte, existen diversos estudios empíricos enfocados en el análisis de los principales factores que inducen los procesos de pérdida de la superficie forestal (Angelsen y Kaimowitz, 1999; Nelson *et al.*, 2001). En la práctica muchos de estos factores interactúan entre ellos provocando una red compleja de relaciones entre los elementos inductores del cambio, sus procesos, el comportamiento humano y su organización (Verburg *et al.*, 2004).

Encontrar y profundizar en las razones que inciden en la pérdida de los bosques y selvas en México, es sin duda una tarea amplia y compleja. Aún así, se pretende abordar algunas de las fuentes que provocan este fenómeno. Algunos autores clasifican estas causas como inmediatas y secundarias (Angelsen y Kaimowitz, 1999), otros las denominan próximas y subyacentes (Verburg *et al.*, 2004). Aunque al parecer sólo se trata de diferencias gramaticales, en este trabajo se prefiere denominarlas como causas directas y causas indirectas (Geist y Lambin, 2001; Geist *et al.*, 2006).

Las causas directas se dividen en tres grandes grupos: a) la ampliación y construcción de infraestructuras, b) la ampliación de la frontera agrícola y c) la extracción de madera. En este sentido, en México existe una tala selectiva para aprovechar los árboles de mayor valor comercial y actividades de recolección de madera para combustible, aunque de esta última, la evidencia que la señala como causa directa es muy débil. Por su parte la tala ilegal también se considera una causa directa de la pérdida de superficie forestal, la falta de vigilancia no sólo provoca la eliminación directa de los árboles sino que contribuye a la degradación de los ecosistemas forestales (Morán y Galleti, 2002). Para la extracción de madera de forma legal es posible obtener datos de licencias de aprovechamiento forestal por ejemplo, pero para las actividades ilícitas sólo existen estimaciones aproximadas, pero aún así es importante señalarlo.

Las causas indirectas son aquellas que hacen que las causas directas existan, y se pueden agrupar en cinco grandes grupos: a) factores demográficos, b) factores económicos, c) factores tecnológicos, d) factores políticos e institucionales y e) factores culturales. En términos de escala, las causas indirectas pueden funcionar directamente a nivel local, indirectamente a nivel nacional o aún a nivel global (Geist y Lambin, 2001), aunque algunos señalan que es más difícil establecer vínculos claros entre las causas indirectas y los procesos de pérdida de la cobertura forestal que entre las causas directas (Kaimowitz y Angelsen 1999).

Finalmente existe otro grupo de factores asociado a los procesos de pérdida de la cobertura forestal, que se podría ubicar entre las causas directas y las indirectas. Los factores más comunes son los relacionados con las características de la tierra, como la calidad y aptitud del suelo para alguna actividad productiva, la topografía y la altitud, pero también los que están ligados con los riegos naturales como las sequías, inundaciones, incendios forestales no provocados, plagas y los riesgos sociales como las guerras, desplazamientos de refugiados, crisis económicas entre otros

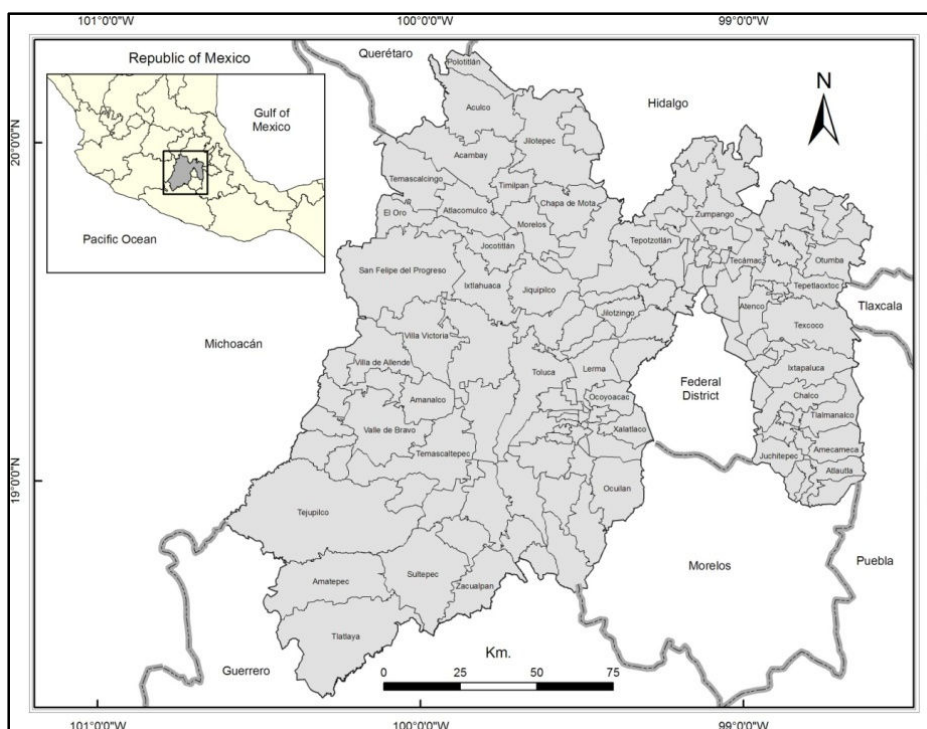
3. Área de estudio

La zona de estudio se localiza entre los paralelos 18° 21' y 20° 17' de latitud Norte y los 98° 35' y 100° 36' de longitud Oeste, con una altitud promedio de 1750 msnm (GEM, 1993), lo que la convierte en una de las regiones más elevadas del país (Figura 1). La entidad posee una de las más altas dinámicas poblacionales del territorio nacional.

Cuenta con importantes recursos forestales constituidos principalmente por bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto y bosque mesófilo de montaña. La mayor concentración y diversidad forestal se encuentra en el interior de la cuenca del Río Balsas y en los principales sistemas montañosos como las sierras de Monte Alto y Monte Bajo, de las Cruces, del Ajusco, de Río Frío y Nevada; en menor proporción en la Sierra de San Andrés, Mesa de los Pinos y la Sierra de Carimangacho al norte del estado.

En los últimos años, por desgracia, los bosques de la entidad han sufrido una disminución en su cobertura en beneficio de otras ocupaciones y usos del suelo, perdiendo con ello una gran parte de su capacidad protectora, reguladora y productiva que deberían tener. Algunos datos de cambio de ocupación y uso del suelo, indican que en un período de nueve años (1993-2002), se perdieron 13.690 ha de bosques templados y 2.129 ha de selva baja, mientras que las zonas agrícolas y los asentamientos humanos aumentaron 48.789 ha y 7.792 ha respectivamente (Pineda *et al.*, 2009).

Figura 1. Localización geográfica del Estado de México.



4. Metodología

4.1. Datos de referencia.

Los datos estadísticos fueron recopilados a nivel de municipio. Se seleccionaron 80 variables potenciales que representaran los factores relacionados con la pérdida de cobertura forestal. Con estas variables se realizó un análisis de correlación de *Pearson* con el fin de medir la intensidad de la asociación entre las variables explicativas. Con este método finalmente se seleccionaron 37 variables no correlacionadas entre sí y con mayor poder explicativo.

De acuerdo con la clasificación de Geist *et al.*, (2006) y estudios previos sobre el tema se organizaron las variables en seis grandes grupos: a) socioeconómicas, b) tenencia de la tierra, c) disponibilidad de crédito y subsidios, d) producción forestal, e) biofísicas y f) proximidad (Tabla 1). Si bien se buscó que las variables independientes estuvieran relacionadas con la mayor cantidad de factores, la limitación de información no permitió incluir factores relacionados con los aspectos tecnológicos.

Mediante un análisis exploratorio, se decidió utilizar como variables dependientes las pérdidas individuales de bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto y de la selva baja caducifolia, además de las pérdidas totales de bosque y selva en su conjunto. Las variables dependientes fueron transformadas a valores de porcentaje en proporción a los bosques y selvas de 1993.

Para los aspectos socioeconómicos se buscó la relación entre la pérdida de la superficie forestal y la presión demográfica, el impacto cultural y los niveles de pobreza. Los aspectos biofísicos son considerados como otros factores que pueden condicionar los usos y coberturas del suelo de modo mixto, ya que algunas veces actúan de manera directa y otras lo hacen de forma indirecta. Las variables de proximidad buscan la relación de la ampliación de la frontera agrícola y de las infraestructuras.

Tabla 1. Descripción de las variables medidas a nivel municipal.

Variable	Descripción	Fuente
Socioeconómicas		
POBTOT	Variación de la población (1990 y 2000)	INEGI ¹
DENPOB	Densidad de población (1990 - 2000)	INEGI ¹
PHLIND	Variación de la población que habla alguna lengua indígena (1990 a 2000)	INEGI ¹
PEAPR	Variación de la población económicamente activa con actividades primarias (1990 a 2000)	INEGI ¹
VIULCC	Variación del número de viviendas que usan leña como combustible (1990 a 2000)	INEGI ¹
HOEUSA	Porcentaje de hogares con emigrantes en USA (1995)	INEGI ¹
INMARG	Índice de marginación municipal (1995)	ECM
Tenencia de la tierra		
SUPTOEII	Variación en la superficie total de ejidos (1990 y 2000)	INEGI ²
EJIACAG	Variación del número de ejidos con actividades agrícolas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACGA	Variación del número de ejidos con actividades ganaderas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACRE	Variación del número de ejidos con actividades recreativas (1991 a 2001)	INEGI ²
EJIACFO	Variación del número de ejidos con actividades forestales (1991 a 2001)	INEGI ²
SUPTICOM	Porcentaje de superficie de tierras con régimen social (1991)	INEGI ²
SUPTIPRIV	Porcentaje de superficie de tierras con régimen privado (1991)	INEGI ²
Disponibilidad de crédito y subsidio		
UPAGCREB	Porcentaje de unidades de producción agroforestal con créditos bancarios (1991)	INEGI ²
UPAGSUBP	Porcentaje de unidades de producción agroforestal con subsidios del PRONASOL (1991)	INEGI ²
Producción forestal		
PASYCAR	Variación de la producción de los aserraderos y carpinterías (1993 a 1998)	INEGI ³
PINMUMA	Variación de la producción de las industrias de muebles de madera (1993 a 1998)	INEGI ³
PINCYPP	Variación de la producción de las industrias de celulosa papel (1993 a 1998)	INEGI ³
AUTAPFO	Porcentaje de autorizaciones para aprovechamiento forestal (1998 a 1999)	INEGI ³
Biofísicas		
PPANAPO	Porcentaje de píxeles en áreas naturales protegidas	SEMARNAT
PPAMEN1500	Porcentaje de píxeles con altitud menor a 1500 m.	MDE
PPA1501-2500	Porcentaje de píxeles con altitud entre 1500 y 2500 m.	MDE
PPA2501-3500	Porcentaje de píxeles con altitud entre 2501 y 3500 m.	MDE
PPAMAY3500	Porcentaje de píxeles con altitud mayor a 3500 m.	MDE
PPPEMEN15	Porcentaje de píxeles con pendiente menor a 15%	MDE
PPPE15-30	Porcentaje de píxeles con pendientes entre 15 y 30%	MDE
PPPEMAY30	Porcentaje de píxeles con pendiente mayor a 30%	MDE
PPAAPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con alto potencial agrícola de los suelos	ECM
PPABPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con bajo potencial agrícola de los suelos	ECM
PPANPAS	Porcentaje de píxeles de áreas con nulo potencial agrícola de los suelos	ECM
Proximidad		
DMANAPO	Distancia media a áreas naturales protegidas	SEMARNAT
DMAAGR	Distancia media a áreas agrícolas	INE
DMA PAS	Distancia media a áreas de pastizal	INE
DMHIDRO	Distancia media a hidrografía	ECM
DMCARRE	Distancia media a carreteras federales y estatales	ECM
DISTLOCMA	Distancia media a localidades con menos de 2500 habitantes	ECM

Elaboración propia a partir de las siguientes fuentes:

INEGI¹: Censos Generales de Población y Vivienda de 1990 y 2000; ECM: El Colegio Mexiquense;

INEGI²: Censos ejidales de 1991 y 2000; INEGI³: Censos Económicos de 1994;

SEMARNAT: Mapa de áreas naturales protegidas 1:250 000; MDE: Modelo Digital de Elevación 1:250 000 INEGI;

INE: Mapas de uso y ocupación del suelo.

4.2. Regresión Geográficamente Ponderada

La Regresión Geográficamente Ponderada³ ha sido desarrollada para la exploración y descripción de datos espaciales, particularmente cuando prevalecen relaciones que no tienen variabilidad espacial (Brundson *et al.*, 1998; Fotheringham *et al.*, 2000). A diferencia de una regresión por Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO), esta regresión se realiza a través de puntos localizados en el espacio geográfico, de esta forma se asume que, dependiendo de su ubicación, la cual se define por un par de coordenadas tipo (u,v) , la relación puede experimentar variaciones (Fotheringham *et al.*, 2002). De este modo, el modelo puede expresarse de la siguiente forma:

$$Y(u,v) = a(u,v) + b_1(u,v) X_1 + b_2(u,v) X_2 + \dots + b_n(u,v) X_n + e(u,v)$$

Donde la componente (u,v) , indica que los parámetros de la regresión tendrán influencias diferentes en cada localización específica, esto es posible gracias a la implementación de un esquema de estimación basado en una ponderación geográfica.

Los parámetros estimados para cualquier punto de la regresión dependen de la elección del kernel y su ancho de banda. En este caso se utilizó un kernel espacial adaptativo que usa un ancho de banda variable y una función bi-cuadrática:

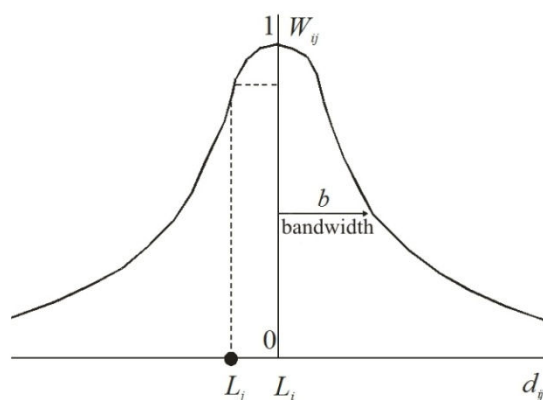
$$W_{ij} = \left(1 - \frac{d_{ij}}{b}\right)^2 \quad \text{si } d_{ij} \leq b$$

$$W_{ij} = 0 \quad \text{si } d_{ij} > b$$

Donde d_{ij} es la distancia euclidiana entre el punto i de la regresión y el punto observado j , y b es el ancho de banda. La ponderación de los datos en ese punto es la unidad y la ponderación de los otros datos decrece de acuerdo a la curva gaussiana en tanto la distancia entre i y j se incrementa.

Gráficamente la regresión está en el punto L_i ; mientras que W_{ij} es la ponderación asociada (al dato) en el punto situado en L_j ; por su parte d_{ij} es la distancia entre el punto (de regresión) L_i y el punto L_j (Figura 2).

Figura 2. Kernel gaussiano.



Fuente: Fotheringham *et al.*, (2002)

³ También denominada Regresión Geográficamente Ajustada (Buzai y Baxendale, 2006)

En la práctica los resultados obtenidos mediante RGP no son sensibles a la elección del tipo de kernel pero si lo son al ancho de banda. Por lo que en la estimación del modelo es necesario determinar un ancho de banda óptimo (Collazos *et al.*, 2006).

Los modelos de RGP se ajustaron usando GWR 3.0 desarrollado por Fotheringham *et al.*, (2002). El software también calcula y ofrece resultados de una “regresión global” la cual utiliza el método clásico de MCO. En este trabajo se muestran ambos resultados como forma de comparación.

5. Resultados.

Los modelos ajustados mediante RGP se muestran en la Tabla 2, en ella se observan los resultados del modelo global y los resultados del modelo local. Todos los modelos ajustados subieron considerablemente su nivel de explicación de la varianza, destacando el modelo conjunto que alcanza un valor del R^2 ajustado del 92%, subiendo 9 puntos de % con respecto al valor del modelo global. Estos resultados confirman que este método explica mejor la varianza de los datos que el modelo global.

Los resultados muestran que existen variables que pueden ser significativas en los modelos globales pero tienen poca o nula variabilidad espacial. Variables que son significativas en los modelos globales y también en los modelos locales, pero que la fuerza de la relación es baja en algunas regiones. Variables que son insignificantes en los modelos globales pero las cuales tienen una variación espacial significativa y probablemente sean positivamente significativas en algunas zonas y negativamente significativas en otras. Estos últimos casos son los que merecen mayor atención.

En el modelo ajustado del **bosque de coníferas** se seleccionaron siete variables y el intercepto con un p-valor significativo, de las cuales cinco presentan una variación espacial positiva y negativa significativa. En el modelo global el aumento en el número de ejidos con actividades recreativas (EJIACRE) muestra una relación negativa con la pérdida del bosque de coníferas (Tabla 2), pero si cartografiamos los resultados de la RGP, el signo del parámetro estimado de esta variable cambia a través del territorio (Figura 3a). Esto significa que existen actividades recreativas en municipios como Ocuilán, Malinalco, Zumpahuacán y Joquicingo que están provocando la alteración y deforestación de este tipo de bosque, mientras que este tipo de actividades no tienen ningún impacto en municipios como Isidro Fabela, Nicolás Romero, Morelos y otros colindantes al Estado de Michoacán (Figura 3b).

En el modelo correspondiente al **bosque de latifoliadas** es evidente que las variables biofísicas son las que muestran mayor variabilidad espacial significativa y sólo dos de ellas tiene una variación positiva y negativa significativa. Una de ellas es la que mide el porcentaje de píxeles en áreas naturales protegidas (PPANAPO). Los parámetros estimados de la Figura 4a muestran claramente como estas áreas que se ubican en los municipios del sur del estado no cumplen totalmente con su objetivo de preservar y conservar el bosque de latifoliadas. Es evidente la disminución de latifoliadas en el norte del estado, aunque en esta región la pérdida sucede fuera de las áreas naturales protegidas, mientras que en el sur la destrucción ocurre dentro. La pérdida de latifoliadas en esta región en nueve años fue de 21.425 ha. Esta cifra parece confirmar que el Parque Estatal Sierra de Nanchititla y la Reserva Ecológica Río Grande San Pedro no están actuando adecuadamente en las tareas de protección del bosque de latifoliadas. Por otra parte, la Figura 4b muestra que casi todos los municipios que tienen pérdida de este tipo de bosque muestran una variabilidad positiva y negativa significativa al 90% e incluso al 95%.

Tabla 2. Resultados de los Modelos de Regresión Geográficamente Ponderada.

VARIABLES	MODELOS														
	B CONÍFERAS			B LATIFOLIADAS			B MIXTO			SELVA BAJA C.			CONJUNTO		
	Estimado Global	Valor t Global	Variabilidad espacial (p-valor)	Estimado Global	Valor t Global	Variabilidad espacial (p-valor)	Estimado Global	Valor t Global	Variabilidad espacial (p-valor)	Estimado Global	Valor t Global	Variabilidad espacial (p-valor)	Estimado Global	Valor t Global	Variabilidad espacial (p-valor)
INTERCEPTO	53.068	1.20	0.10 *	97.959	1.92 **	0.29	-69.904	-1.76 **	0.51	39.907	1.87 **	0.24			
Socioeconómicas															
DENPOB	2.327	1.30 *	0.16				0.929	0.58	0.08 *						
PHLIND							0.154	1.00	0.03 **						
PEAPR							0.156	0.17	0.03 **						
VIULCC	0.741	0.80	0.01 ***	-1.530	-1.42 *	0.57							-1.213	-1.69 **	0.27
HOEUSA	0.123	1.52 *	0.19				0.156	2.16 **	0.03 **	0.107	2.73 ***	0.39	0.016	0.26	0.05 **
INMARG	-0.831	-0.57	0.05 **												
Tenencia de la tierra															
EJIACRE	-0.055	-0.71	0.07 *										-0.317	-2.28 **	0.08 *
EJIACFO	0.180	1.80 **	0.39	-0.305	-2.65 ***	0.12	0.192	2.16 **	0.51	-0.108	-2.25 **	0.02 **	0.346	2.46 ***	
SUPTICOM	-0.258	-1.35 *	0.69	0.115	0.52	0.00 ***	0.796	4.62 ***	0.00 ***				0.167	1.11	0.01 ***
SUPTIPRIV	-0.082	-0.25	0.00 ***	0.317	0.83	0.10 *				0.131	0.83	0.03 **	0.388	2.89 ***	
Disponibilidad de crédito y subsidio															
UPAGCREB				-0.369	-1.80 **	0.85							-0.196	-1.87 **	
UPAGSUBP	0.018	0.11	0.04 **	0.512	2.68 ***	0.09 *	-0.210	-1.41 *	0.00 ***	0.123	1.54 *	0.05 **	0.043	0.33	0.09 *
Producción forestal															
PASYCAR							-0.028	-1.64 *	0.07 *						
AUTAPFO				-0.510	-1.79 **	0.83				0.231	1.92 **	0.08 *	-0.427	-2.21 **	0.29
Biofísicas															
PPANAPO	0.018	1.56 *	0.22	0.006	0.42	0.00 ***	-0.022	-2.15 **	0.05 **				-0.014	-1.65 *	0.16
PPAMEN1500	-0.608	-1.38 *	0.03 **	-1.010	-1.98 **	0.07 *	0.744	1.88 **	0.31	0.348	1.63 *	0.17			
PPA1500Y2500	-0.582	-1.31 *	0.10 *										-0.012	-1.82 **	
PPC2501Y3500	0.856	1.82 **													
PPAMAY3500	1.241	2.86 ***		-1.141	-2.22 **	0.16	-0.526	-1.32 *	0.50				-0.052	-2.92 ***	
PPPEMEN15													0.017	1.12	0.05 **
PPPE15Y30	0.100	2.35 **	0.15	0.225	4.58 ***	0.01 ***	0.116	3.02 ***	0.49				0.296	9.05 ***	0.19
PPPEMA30				-0.047	-0.51	0.04 **				0.084	2.18 **	0.99	-0.035	-0.56	0.01 ***
PPANPAS				-0.039	-0.42	0.06 *	-0.150	-2.06 **	0.45	0.048	1.37 *		-0.086	-1.36 *	0.08 *
Accesibilidad															
DMAAGR	0.000	1.68 **	0.22	-0.0002	-2.71 ***	0.31	-0.0001	-1.94 **	0.01 ***	-0.0001	-0.24		-0.0002	-4.59 ***	0.48
DMHIDRO				0.000	0.12	0.03 **									
DMCARRE							0.00	2.45 ***	0.88	0.000	1.40 *	0.05 **	0.000	1.30 *	0.06 *
MCO R ² (ajustado)		0.56			0.51			0.72			0.82			0.83	
RGP R ² (ajustado)		0.80			0.70			0.81			0.88			0.92	

MCO: Regresión por Mínimos Cuadrados Ordinarios
 RGP: Regresión Geográficamente Ponderada

* Significativo al 10%

** Significativo al 5%

*** Significativo al 1%

Figura 3. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable EJIACRE en el modelo ajustado del bosque de coníferas.

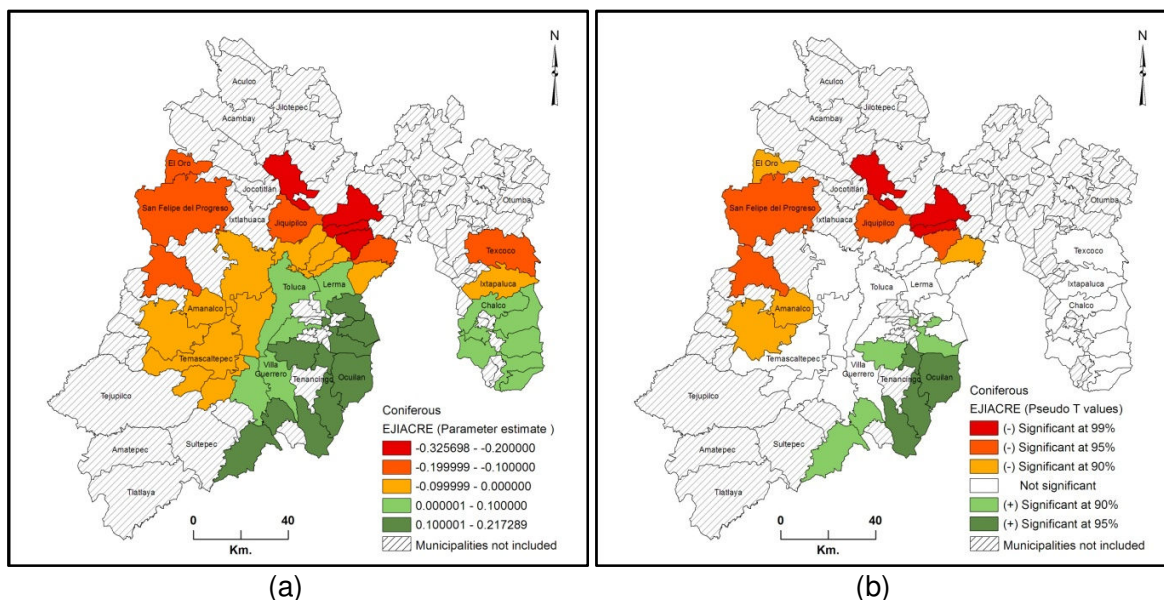
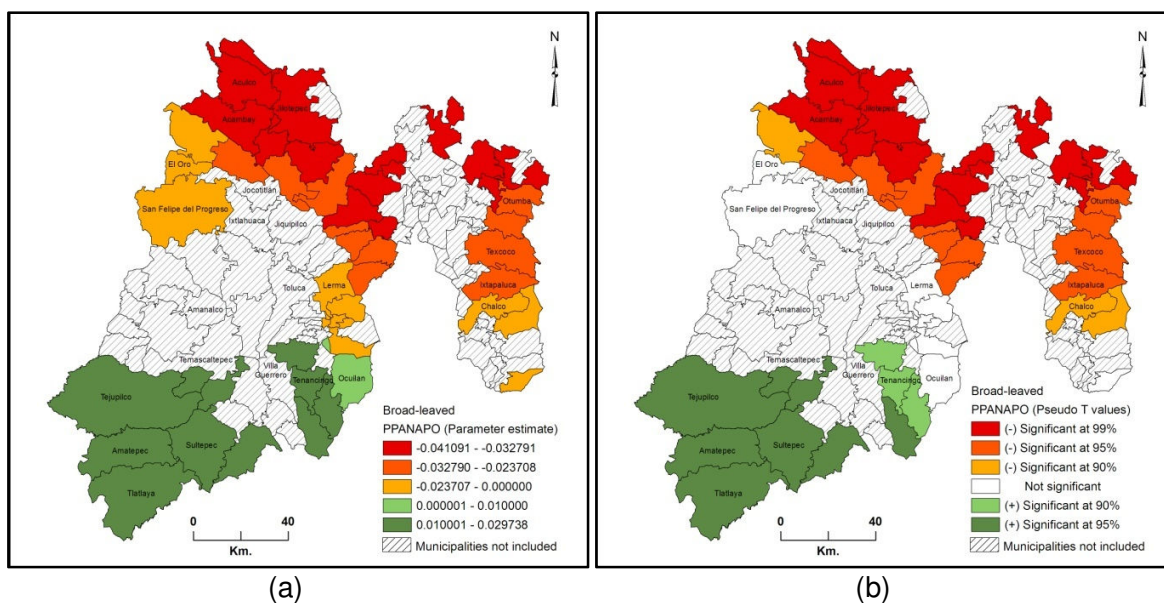


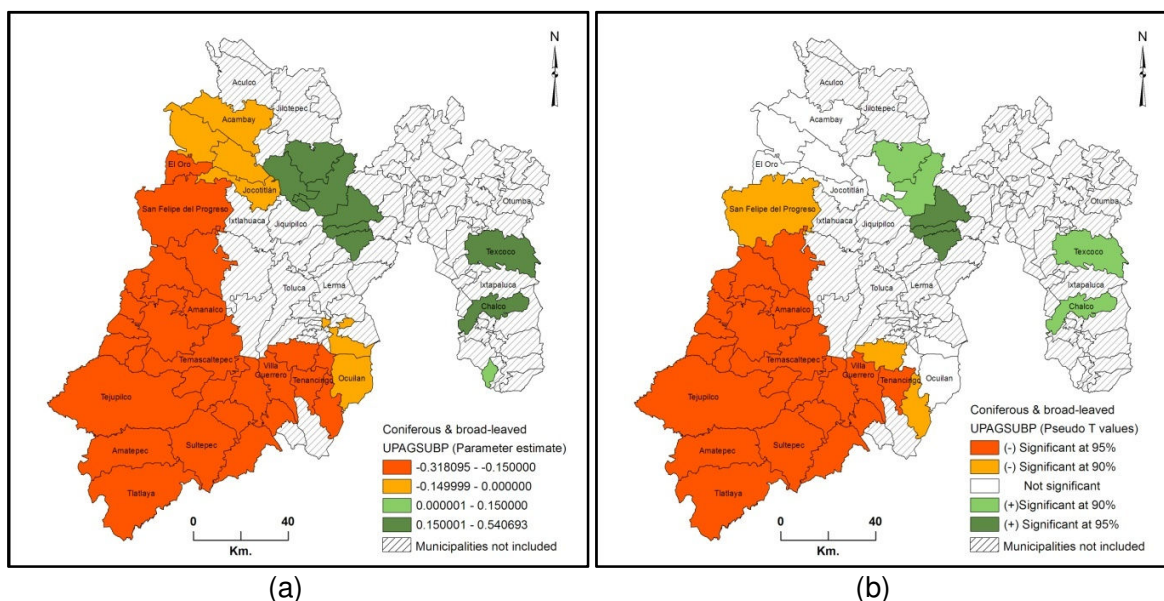
Figura 4. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable PPANAPO en el modelo ajustado del bosque de latifoliadas.



En el modelo del **bosque mixto** los aspectos socioeconómicos son los que muestran mayor variabilidad espacial, pero es la variable relacionada con los subsidios agroforestales (UPAGSUBP) la que incide significativamente de forma positiva y negativa a través del territorio. Los valores del parámetro estimado que se presentan en la Figura 5a indican que el incremento de estos subsidios en algunos municipios del norte de la entidad está ocasionando que aumente considerablemente la pérdida de bosque mixto.

No obstante sólo los municipios de Jilotzingo, Isidro Fabela y Nicolás Romero alcanzan a un nivel de confianza positiva del 95%. Por otro lado, es evidente que en los municipios de sur y del oeste mexiquense la variación de estos subsidios no incide en la pérdida del bosque mixto (Figura 5b).

Figura 5. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable UPAGSUBP en el modelo ajustado del bosque mixto.



En el caso del modelo correspondiente a la **selva baja caducifolia** las variables que resultaron tener variabilidad positiva y negativa significativa fueron los subsidios agroforestales (UPAGSUBP) y el porcentaje de autorizaciones para aprovechamiento forestal (AUTAPFO).

Los resultados de esta última muestran que existe una correlación positiva en municipios con amplias superficies de selva baja caducifolia en el sur del estado. La Figura 6a muestra como en los municipios de Tlatlaya, Amatepec, Sultepec y Tejupulco el aumento de estos permisos incide directamente en la pérdida de este tipo de cobertura forestal. Mientras que en los municipios de Zacualpan, Ixtapan de la Sal, Villa Guerrero, Tenancingo y Ocuilán sucede lo contrario. Esta relación negativa indica que el aprovechamiento silvícola posiblemente se oriente a otro tipo de cobertura forestal, la escasa cantidad de hectáreas perdidas de selva baja caducifolia así lo sugiere. Los datos de la Figura 6b confirman que todos los municipios del sur que tienen selva baja caducifolia tienen una relación positiva y negativa significativa, al menos a un nivel de confianza del 90%.

Finalmente los resultados del **modelo conjunto** muestran que sólo la relacionada con las unidades de producción agroforestal que tienen subsidios (UPAGSUBP) tiene una relación positiva y negativa significativa en los parámetros estimados. Es evidente que en la zona norte los subsidios que otorga el gobierno mexicano a las unidades de producción agroforestal están incidiendo de alguna manera en la pérdida de los bosques, sobre todo

de latifoliadas y mixto, mientras que en el sur se visualiza el fenómeno contrario (Figura 7a). Tal vez la razón se deba a que en esta zona se ubican principalmente las selvas bajas caducifolias, las cuales han sido alteradas y deforestadas principalmente para actividades ganaderas extensivas más que para actividades agrícolas. Para confirmar esta dualidad norte-sur, la Figura 7b revela de forma significativa los municipios que incide de manera positiva en el norte y de manera negativa en el sur.

Figura 6. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable AUTAPFO en el modelo ajustado de la selva baja caducifolia.

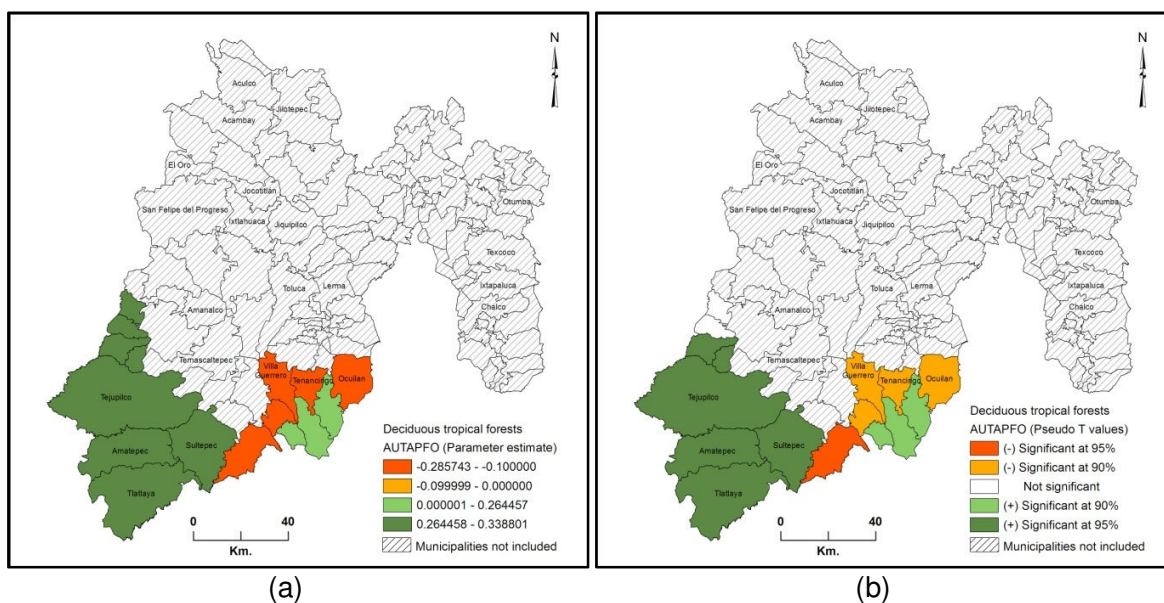
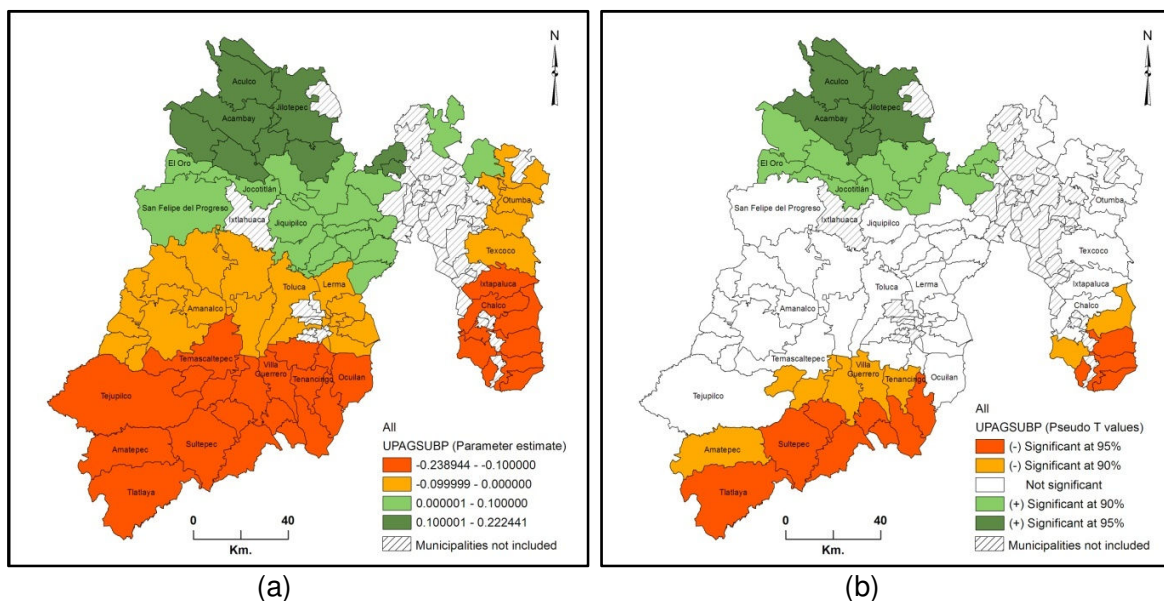


Figura 7. Distribución espacial de los parámetros estimados y el valor-t de la variable UPAGSUBP en el modelo ajustado conjunto.



6. Discusión y conclusiones

El análisis mediante RGP exploró el comportamiento de las variables a nivel local, encontrando en algunas de ellas variabilidad espacial significativa, lo que sin duda amplía el entendimiento que ofrece el análisis global, ya que se pasa de un coeficiente promedio en todo el territorio a un coeficiente estimado por cada punto analizado. Este método, además, pone de manifiesto algunos aspectos de la relación que no afloran con las especificaciones globales tradicionales.

Los resultados obtenidos en los modelos de RGP muestran como algunas variables explicativas que se relacionan con la pérdida de la cobertura forestal tienen parámetros que no son constantes ni homogéneos en la zona de estudio. Es decir, se encontró variabilidad espacial en los datos. Lo anterior es importante, pero el análisis de los resultados reveló que son aún más interesantes aquellas variables que mostraron signos opuestos en los parámetros estimados. Es claro que la aplicación de la RGP resultó particularmente efectiva para entender como los procesos de deforestación varían de una región a otra en el territorio estatal y además se descubrió como los factores relacionados con la expansión agrícola y los políticos e institucionales ya sea de forma directa o indirecta no actúan de forma similar en todo el territorio.

El análisis estadístico propuesto en este trabajo aporta resultados cuantitativos que pretenden ayudar a entender mejor las causas y mecanismos de los cambios ocurridos en la cubierta forestal. Los resultados de los modelos ajustados mediante RGP arrojaron variables con un p-valor significativo en el test de variabilidad espacial, lo que demuestra que los datos no son constantes en el territorio. Sin embargo, las variables que merecen un análisis más detallado son las que presentan un nivel de confianza significativo y coeficientes positivos y negativos. Estas variables provocan que las relaciones y posibles explicaciones cambien a través del territorio.

No obstante la bondad del método estadísticos aplicado, existen desventajas que deben ser consideradas. Se deben explorar mecanismos para sortear problemas como la pérdida de información debido a la agregación de los datos, la autocorrelación espacial, la reexpresión de variables estadísticas, la no normalidad en la distribución de los datos en algunos modelos, entre otras.

Finalmente, el trabajo procura aportar elementos que ayuden a explicar en qué medida los factores aquí planteados están relacionados o son los responsables de los procesos de deforestación en el Estado de México. Del mismo modo, los resultados muestran que la aplicación conjunta de métodos estadísticos y tecnología SIG, es una potente herramienta de análisis geográfico. En el caso de la RGP la posibilidad que tiene de interactuar en un entorno SIG le confiere la capacidad de elaborar una amplia variedad de cartografía estadística con los resultados generados: parámetros estimados, valores t, residuos, R^2 locales entre otros. Estos métodos, alguno de ellos novedoso en ésta temática, podrían servir como base metodológica en futuros procedimientos de planificación forestal en la propia entidad y en otras regiones del país.

Agradecimientos

Agradecemos a la Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología de México (INE) por haber cedido en formato digital la información cartográfica sobre la que realizó el presente estudio. Montserrat Gómez y Joaquín Bosque agradecen la financiación recibida del proyecto SIMURBAN (referencia SEJ2007-66608-C04-01) para realizar su actividad. El primer autor agradece la beca proporcionada por el Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) del gobierno de México para realizar sus estudios de Doctorado en la Universidad de Alcalá. España.

Referencias bibliográficas

Alix-García, J. (2007). "A spatial analysis of common property deforestation". *Journal of Environmental Economics and Management*. 53, PP. 141-157

Angelsen, A., y Kaimowitz, D. (1999). *Rethinking the causes of deforestation: Lessons from economic models*. The World Bank Research Observer, 14, 73–98.

Blackman, A., Albers, H., Ávalos, S. y Crooks, L. (2003). "Land Cover in a Managed Forest Ecosystem: Mexican Shade Coffe". *Resources for the future*. Washington, D.C., pp.03-60.

Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 44, pp. 18-38.

Buzai, G. y Baxendale, C. (2006). *Análisis socioespacial con Sistemas de Información Geográfica*. Ed. Lugar. Buenos Aires, Argentina.

Chasco, C., García, R.I. y Vicéns O.J. (2007). "Modeling spatial variations in household disposable income with Geographically Weighted Regression". *MPRA Paper No. 1682*. Disponible en línea <http://mpra.ub.uni-muenchen.de/1682/>

Chowdhury, R.R. (2006). "Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels". *Applied Geography*. 26, pp. 129-152

Collazos, R.E., Gamboa, P.W., Prado, V.P. y Verardi, V. (2006). "Análisis espacial del precio de oferta de la vivienda en el área metropolitana de Cochabamba". *Revista Latinoamericana de Desarrollo Económico*. Num. 6, pp.33-62.

Deininger, K.W. y Minten, B. (1996). *Poverty, Policies and Deforestation: The Case of Mexico*, World Bank.

- Farrow, A., Larrea, C., Hyman, G. y Lema, G. (2005). "Exploring the spatial variation of food poverty in Ecuador". *Food Policy*. 30, pp. 510-531.
- Franco, S., Regil, H.H., González, C. y Nava, G. (2006a). "Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000", *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 61, pp. 38-57.
- Franco S., Regil, H.H. y Ordoñez, J.A. (2006b), "Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca", *Madera y Bosques*, 12 (1), pp. 17-28.
- Fotheringham, A.S., Brunson, C. y Charlton, M., (2000). *Quantitative Geography. Perspectives on Spatial Data Analysis*. SAGE Publications. London, England.
- Fotheringham, A.S., Brunson, C. y Charlton, M., (2002). *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*. Wiley Sons.
- Geist, H.J. y Lambin, E.F. (2001). *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence*. Louvain-la-Neuve, Belgium, LUCC International Project Office: 116.
- Geist, H., McConnell, W., Lambin, E., Moran, E., Alves, D. y Rudel, T. (2006). "Causes and Trajectories of land use cover change". En: Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- GEM. Secretaría de Finanzas y Planeación (1993), *Panorámica Socioeconómica del Estado de México*. Toluca, México.
- Huang, Y. y Leung, Y. (2002). "Analysing regional industrialisation in Jiangsu province using geographically weighted regression". *Journal of Geographical Systems*, vol. 4, p.p.233-249
- Kaimowitz, D. y Angelsen, A. (1998). *Economic models of tropical deforestation a review*. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.
- Kamarianakis, Y., Feidas, H., Kokolatos, G., Chrysoulakis, N. y Karatzias, V. (2008). "Evaluating remotely sensed rainfall estimates using nonlinear mixed models and geographically weighted regression". *Environmental Modelling & Software*. 23, 1438-1447.
- Lambin, E.F. (1997) "Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions". *Physical Geography*, 21, pp. 375-393.
- Lambin, E.F. y Geist, H.J., Eds. (2006). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts*. Global Change-The IGBP Series. Berlín, Springer.
- Lufin, V.M. y Atienza, U.M. (2007). *Índices Subjetivos de Accesibilidad a Servicios Comunes colectivos: La Situación de las Regiones y Comunas de Chile*. Informe 2007 Observatorio Regional de Desarrollo Humano ORDHUM Universidad Católica del Norte.

Morán, V. J. y Galleti, B.H. (2002). *Causas económicas e incidencia del comercio internacional en la deforestación en México*. Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A.C. Programa sobre comercio y medio ambiente.

Nelson, G.C., Harris, V. y Stone, S.W. (2001). "Deforestation, land use, and property rights: Empirical evidence from Darien, Panama". *Land Econ.* 77, pp. 187-205.

Partridge, D.M., Rickman, S.D., Ali, K. y Olfert, R.M. (2006). "The Geographic Diversity of U.S. Nonmetropolitan Growth Dynamics: A Geographically Weighted Regression Approach". 46th Annual Meetings of the Southern Regional Science Association, West Virginia University.

Pineda, J.N., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. y Plata, R.W. (2009). "Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación" *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 69, pp.33-52.

Reyes, H.H., Cortina, V.S., Perales, R.H., Kauffer M.E. y Fernández, P.J. (2003). "Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México". *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Num. 51, pp.88-106.

Tu, J. y Guo, X.Z. (2008). "Examining spatially varying relationships between land use and water quality using geographically weighted regression I: Model design and evaluation". *Science of the Total Environment*. 407, pp. 358–378.

Verburg, P H; Ritsema van Eck J; Nijs T de y Dijst M J. (2004). "Determinants of land-use change patterns in the Netherlands" *Environment and Planning B: Planning and Design*. Vol. 31, p.p. 125-150.

Witmer, F. (2005). *Simulating Future Global Deforestation Using Geographically Explicit Models*. Interim Report IR-05-010. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.